



Miljøvurdering (LCA) af fremtidige behandlingsmuligheder for organisk affald fra husholdninger i den dansk-tyske grænseregion

Jensen, Morten Bang; Møller, Jacob; Scheutz, Charlotte

Publication date:
2015

Document Version
Publisher's PDF, also known as Version of record

[Link back to DTU Orbit](#)

Citation (APA):
Jensen, M. B., Møller, J., & Scheutz, C. (2015). *Miljøvurdering (LCA) af fremtidige behandlingsmuligheder for organisk affald fra husholdninger i den dansk-tyske grænseregion*. DTU Miljø.

General rights

Copyright and moral rights for the publications made accessible in the public portal are retained by the authors and/or other copyright owners and it is a condition of accessing publications that users recognise and abide by the legal requirements associated with these rights.

- Users may download and print one copy of any publication from the public portal for the purpose of private study or research.
- You may not further distribute the material or use it for any profit-making activity or commercial gain
- You may freely distribute the URL identifying the publication in the public portal

If you believe that this document breaches copyright please contact us providing details, and we will remove access to the work immediately and investigate your claim.

Miljøvurdering (LCA) af fremtidige behandlingsmuligheder for organisk affald fra husholdninger i den dansk-tyske grænseregion



Sønderborg Forsyning



3. marts 2015

Morten Bang Jensen

Jacob Møller

Charlotte Scheutz

DTU Miljø



Indholdsfortegnelse

Forord.....	5
Sammenfatning.....	6
1 Introduktion.....	18
2 Formål.....	21
3 Omfang og udformning af LCA'en	22
3.1 Overordnede principper	22
3.2 Den funktionelle enhed	22
3.3 Systemgrænser	22
3.4 Systemudvidelse/allokering	23
3.5 Miljøpåvirkningskategorier, LCIA-metoder og fortolkning af resultater	24
3.5.1 Beskrivelse af anvendte miljøpåvirkningskategorier.....	26
3.6 LCA-modellen EASETECH	27
3.7 Databehov	27
3.8 Datagrundlag og datakvalitet	28
3.9 Rapportformat, målgrupper og kritisk gennemgang af resultater	29
3.10 Tidshorisont	29
4 System- og teknologibeskrivelser	30
4.1 Beskrivelse af grænseregionens demografi	31
4.2 Scenarier	32
4.3 Affaldsmængder og –sammensætninger	38
4.4 Indsamling og transport	41
4.5 Behandlingssystemer.....	43
4.5.1 Borgstedt Bioabfallbehandlungsanlage (BBA).....	44
4.5.2 AIKAN-lignende anlæg	44
4.5.3 Gyllebaseret biogasanlæg	45
4.5.4 Oar Biokomposttierung.....	45
4.5.5 Vonkahl komposttierung	45
4.5.6 Lukket kanalkompostering	46
4.5.7 Sønderborg Kraftvarmeværk	46

4.5.8	Trekantsområdets Affaldsselskab (TAS) forbrændingsanlæg	47
4.5.9	Maabjergværket	47
4.5.10	Müllverbrennung Kiel (MVK Kiel)	48
4.5.11	MBT Neumünster	49
4.6	Substitution	50
4.6.1	Marginal elektricitet	50
4.6.2	Marginal varmeproduktion	50
4.6.3	Kompost/digestat	54
4.6.4	Restprodukter fra forbrændingsanlæg.....	55
5	Vurdering af potentielle miljøpåvirkninger	56
5.1	Samlede potentielle miljøpåvirkninger	57
5.1.1	Konklusioner for de totale potentielle miljøpåvirkninger	61
5.2	Potentielle miljøpåvirkninger fordelt på behandlingsteknologier	62
5.2.1	Delkonklusioner for de potentielle miljøpåvirkninger fordelt på behandlingsteknologier.....	67
5.3	Potentielle miljøpåvirkninger fordelt på behandlingsteknologier for de enkelte affaldsselskaber for udvalgte påvirkningskategorier	67
5.3.1	Arwos & Sønderborg Forsyning.....	67
5.3.2	Provas	71
5.3.3	Tønder Forsyning.....	73
5.3.4	AWR	75
5.3.5	ASF	77
5.3.6	Flensburg	79
5.3.7	Sammenfatning og delkonklusioner for potentielle miljøpåvirkninger fordelt på behandlingsteknologier og affaldsselskaber	81
6	Følsomhedsanalyser	83
6.1	Teknologianalyser	83
6.1.1	Lavere effektivitet af udsortering af organisk dagrenovation.....	83
6.1.2	Øget effektivitet af biofilteret på Borgstedt.....	85
6.1.3	Øget biogasproduktion på Borgstedt	86
6.1.4	Øget metan udslip fra alle biologiske behandlingsanlæg.....	87
6.2	Systemanalyser	88

6.2.1	Ændring af elektricitetsmarginalen fra kul-baseret substitution til naturgas-baseret.....	88
6.2.2	Øget varmeudnyttelse fra biogasanlæggene	89
6.2.3	Import af udenlandsk lossepladsaffald til Sønderborg Kraftvarmeværk pga. ledig kapacitet ved udsortering af organisk affald fra restaffaldet.	91
6.3	Samlede konklusioner af følsomhedsanalyser	92
7	Konklusioner	94
8	Referencer	95
	Bilag 1: Livscyklusopgørelser (LCI'er).....	97
	Bilag 2: Procesdiagrammer.....	105
	Bilag 3: Supplerende grafer.....	110

Forord

Denne projektrapport indeholder en livscyklusbaseret miljøvurdering (LCA) af håndtering af bioaffald fra husholdningerne (madaffald) i den dansk-tyske grænseregion. Arbejdet med rapporten er foregået i perioden oktober 2013 til januar 2015. Formålet med livscyklusvurderingen er at vurdere de potentielle miljøpåvirkninger ved håndtering af organisk affald fra husholdninger i det nuværende system, og sammenligne det med en række fremtidsscenarier med øget kildesortering og biologisk behandling af affaldet. Resultaterne af miljøvurderingen tænkes at udgøre en del af grundlaget for beslutningstagerne med hensyn til planlægning af det fremtidige affaldsbehandlingssystem i grænseregionen.

De potentielle miljøpåvirkninger blev vurderet vha. LCA-modellen EASETECH, som er udviklet af DTU Miljø til miljøvurderinger af affaldssystemer.

Rapporten udgør en del af et erhvervsphd-studium, som udføres af Morten Bang Jensen i et samarbejde mellem affaldsselskaberne ARWOS, PROVAS, Sønderborg Forsyning, AWR og ASF og DTU Miljø. EU's InterReg 4A program bidrager med finansiell støtte til erhvervsphd'en.

I forbindelse med projektet dannedes en projektgruppe bestående af affaldsselskaber i grænseregionen som deltog med levering af data, og som desuden deltog i projektets finansiering. Fra dansk side deltog Arwos, Provas og Sønderborg Forsyning, og fra tysk side AWR og ASF. Disse affaldsselskaber håndterer den samlede mængde bioaffald fra husholdningerne i et område bestående af Sønderborg, Aabenraa, Haderslev, Rendsburg-Eckernförde og Schleswig-Flensburg kommuner. Som netværkspartnere uden finansielle forpligtelser deltog endvidere Tønder Forsyning og TBZ i projektet.

Projektet er blevet fulgt af en følgegruppe bestående af repræsentanter fra ovennævnte affaldsselskaber samt de involverede kommuner.

Projektets styregruppe bestod af repræsentanter fra affaldsselskaberne samt repræsentanter fra DTU Miljø.

Fra DTU Miljø har Charlotte Scheutz og Jacob Møller bidraget til rapporten som medforfattere.

Januar 2015

Morten Bang Jensen

Sammenfatning

Introduktion

EU's rammedirektiv om affald sætter mål for genanvendelse af husholdningsaffald på 50 % i 2020 (Affaldsrammedirektivet, artikel 11, 2008). Dette mål vil være vanskeligt at opnå uden at inkludere den del af husholdningsaffaldet, som udgøres af bioaffald¹ (Miljøstyrelsen, 2014). Sammenligning mellem forskellige håndteringsmuligheder for bioaffald er derfor relevant. Med hensyn til en sådan sammenligning gives disse retningslinjer (Grønbog om håndtering af bioaffald i EU):

”For håndtering af bionedbrydeligt affald, som ikke føres til deponering, synes der ikke at være én enkelt metode, der er bedst i miljømæssigt henseende. (...) Strategier for håndtering af dette affald bør derfor udformes i en passende skala baseret på en struktureret og bred tilgang, som f.eks. livscyklustankegangen (LCT) og det hertil knyttede værktøj livscyklusvurdering (LCA), så vigtige aspekter ikke overses og ensidighed undgås.”

Affaldsselskaberne i det dansk-tyske grænseområde ønsker med dette projekt at iværksætte et samarbejde, som fokuserer på at identificere de miljømæssigt set mest optimale systemer - inklusiv nye behandlingsanlæg - til fremtidig indsamling og behandling af bioaffald. Der er flere åbenlyse fordele ved at indgå et samarbejde over grænsen:

- Der er et velfungerende moderne nyttiggørelsesanlæg i Borgstedt (som dog ikke har den fornødne kapacitet). Anlægget kan bruges som reference, og den erfaring, som er oparbejdet i Tyskland hos AWR, kan bidrage positivt til kvaliteten af undersøgelsen.
- Et begrænset geografisk område (en region eller en kommune) har ikke i sig selv affaldsmængder nok til at understøtte et økonomisk og miljømæssigt velfungerende behandlingsanlæg.
- Hvis der ikke skabes et velfungerende anlæg i området, vil de enkelte selskaber være nødsaget til at afsætte bioaffaldet til anlæg, som ligger langt væk.

Projektet repræsenterer således det første grænseoverskridende projekt om håndtering af bioaffald, hvor de forskellige nationale systemer tænkes sammen i et EU-perspektiv. Dette gennemføres ved at opstille en samlet LCA-model for grænseregionens håndtering af bioaffald, og på det grundlag udføres en LCA-baseret miljøvurdering. Resultaterne af miljøvurderingen tænkes at udgøre en del af grundlaget for beslutningstagerne med hensyn til planlægning af det fremtidige affaldsbehandlingssystem i grænseregionen.

Formål

Det konkrete formål med projektet er at udføre en livscyklusbaseret miljøvurdering af fremtidige muligheder for håndtering af organisk affald fra husholdninger i det dansk-tyske grænseområde. Dette gøres ved at opstille det nuværende behandlingssystem for organisk affald fra husholdninger (madaffald) i LCA-modellen EASETECH

¹ Denne rapport omhandler kun bioaffald fra husholdningerne i form af madaffald.

og sammenligne de potentielle miljøpåvirkninger med et antal fremtidsscenarier, der inkluderer øget implementering af kildesortering og biologisk behandling af det organiske affald i grænseregionen.

Livscyklusvurderingens udformning

Rapporten følger så vidt muligt principperne i ISO 14040 standarderne uden dog at være udført i overensstemmelse med standarden i rigoristisk forstand. Ved valg af metoder til at beregne potentielle miljøpåvirkninger fulgtes anbefalingerne i ILCD-håndbogen "Recommendations for Life Cycle Impact Assessment in the European context" (Europa Kommissionen, 2011). Livscyklusvurderingen blev udført som en konsekvens-LCA, hvor miljøkonsekvenser af at ændre systemet blev opgjort. Vigtigt for konsekvens-LCA er benyttelse af marginale procesdata, dvs. data for de processer, som reelt påvirkes af systemet i stedet for gennemsnitsværdier.

Den funktionelle enhed er den ydelse, affaldssystemet skal levere i alle scenarier, for at de er sammenlignelige. Den defineres som:

- *Håndtering inklusiv indsamling, transport, behandling og slutdisponering af eventuelle restprodukter af den samlede årlige mængde af organisk affald (madaffald) fra husholdninger fra syv forskellige oplande: Haderslev, Aabenraa, Sønderborg, Tønder, Flensborg, Schleswig-Flensborg og Rendsburg-Eckernförde.*

Det er således den samlede mængde organisk affald fra husholdningerne, uanset om det foreligger som en kildesorteret fraktion, eller det udgør en del af dagrenovationen (restaffaldet), der indgår i den funktionelle enhed.

De modellerede systemer starter ved affaldsgenereringen i husholdningerne. Derefter sker indsamling, transport og behandling af det organiske affald. Udveksling af materialer og energi med det omkringliggende produktionssystem samt slutdeponering af eventuelle restprodukter fra behandlingen indgår ligeledes i systemet. Energi- og resurseforbrug til at drive samtlige behandlingsteknologier er inkluderet, og det samme er emissioner fra teknologierne. Anvendelse af kompost/digestat fra komposteringsanlæg og kombinerede biogas- og komposteringsanlæg samt behandling af restprodukter fra affaldsforbrænding er inkluderet i miljøvurderingen.

Da denne rapport benytter konsekvens-LCA tilgangen, er der anvendt udvidelse af systemgrænserne til at omfatte substitution. Det betyder, at affaldssystemet krediteres for undgåede emissioner, som ellers ville være sket ved produktion uden for affaldssystemet. Som eksempler kan nævnes, at biogas og kompost produceret i affaldssystemet substituerer (erstatte) hhv. brug af fossile brændsler og brug af kunstgødning.

Emissionerne samles i potentielle miljøpåvirkningskategorier: Drivhuseffekt, stratosfærisk ozonnedbrydning, ioniserende stråling, fotokemisk ozondannelse, forsurening og eutrofiering (i denne rapport kaldet "generelle miljøpåvirkningskategorier"), samt en række toksiske påvirkningskategorier i form af økotoksicitet og humantoksicitet. Desuden anvendes to kategorier for forbrug af abiotiske resurser. Der gøres opmærksom på,

at resultater i de generelle påvirkningskategorier traditionelt betragtes som mere velunderbyggede, og derfor bør tillægges mere vægt end de toksiske påvirkningskategorier.

Livscyklus-modelleringen er gennemført med modellen EASETECH (Clavreul et al., 2014), der er udviklet ved Danmarks Tekniske Universitet. EASETECH indeholder databaser for en række centrale processer, for eksempel for transport, elektricitets- og varmefremstilling. Herudover kan data importeres fra kommercielle databaser.

Det er i løbet af projektet tilstræbt at indsamle data på de specifikke anlæg, der er anvendt i projektet. Data er skaffet via spørgeskemaer, grønne regnskaber, samt personlig kontakt til virksomhederne. Hvor det ikke har været muligt at skaffe data, er der trukket på EASETECH's database, som indeholder en lang række processer til behandling af organisk affald.

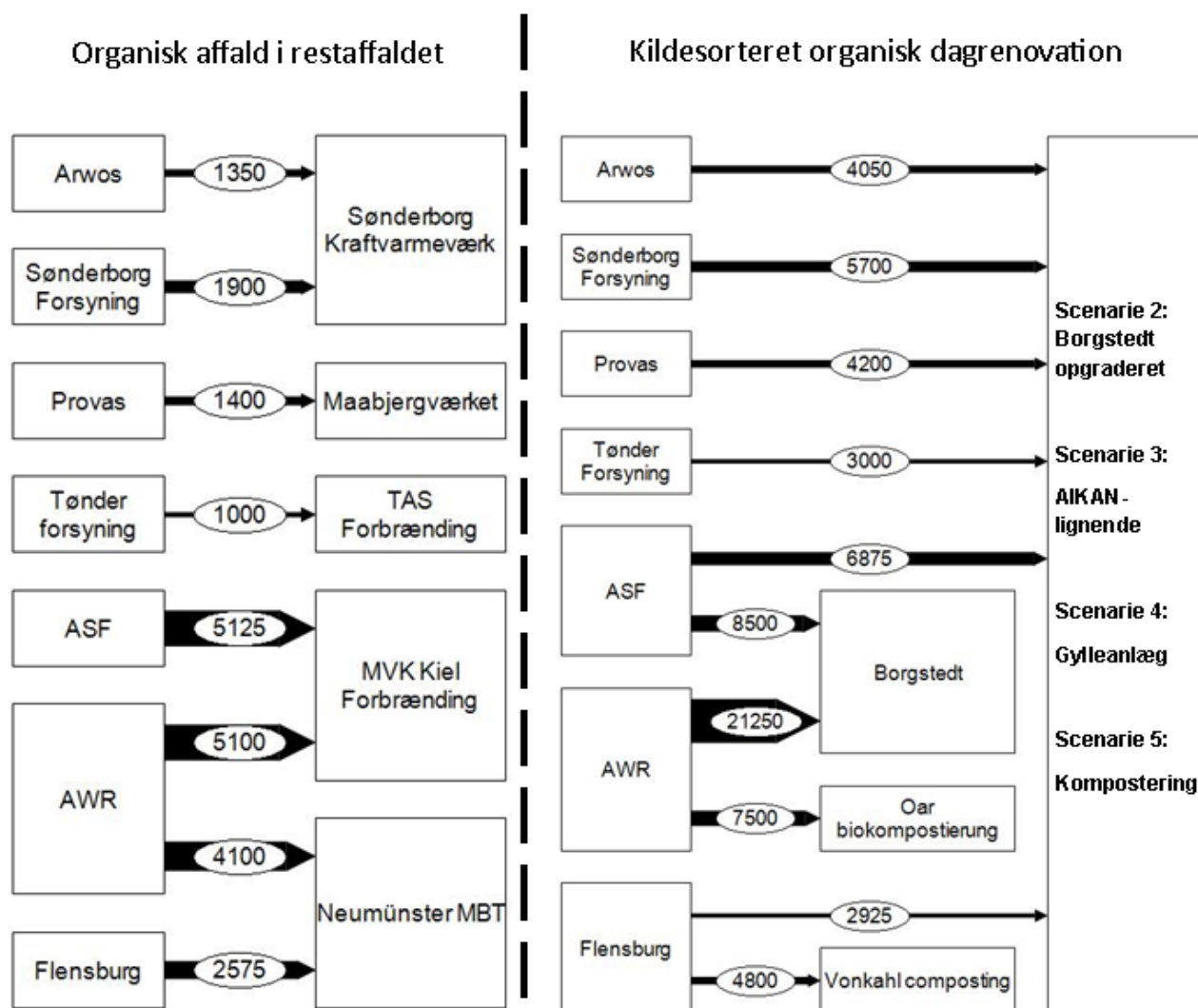
System- og teknologibeskrivelse

Det dansk/tyske grænseområde dækker i indeværende rapport over Sønderborg, Åbenrå, Haderslev, Tønder, Rendsburg-Eckernförde, Schleswig-Flensburg og Flensburg, som er de kommuner, der deltog i projektet. Kommunerne dækker et område på 7.650 km² og har i alt 349.000 husstande. Der bor i alt 755.000 indbyggere i området. Figur A viser et kort over grænseregionen med angivelse af de kommuner og behandlingsanlæg, der er omfattet af projektet.



Figur A. Kort over den dansk/tyske grænseregion. Kommuner, som deltager i projektet, er markeret med blå. Deltagende affaldsselskaber (grønt for projektpartnere, gult for netværkspartnere) og behandlingsanlæggenes beliggenhed er ligeledes angivet (rødt).

Der blev modelleret 5 scenarier, som repræsenterer et basisscenarie (scenarie 1) samt en række fremtidsscenarier (scenarie 2-5). Fremtidsscenarier er konstrueret med henblik på at implementere/udbygge kildesortering og separat behandling af det organiske affald ved anvendelse af forskellige biologiske behandlingsteknologier. Scenarie 1 afspejler situationen, som den er i dag, hvor de danske kommuner sender alt organisk affald til forbrænding som en del af dagrenovationen (restaffaldet), mens de tyske kommuner til stor del udsorterer det organiske affald. Scenarie 2, 3, 4 & 5 er vist på Figur B og afspejler fremtidsscenarier med indførsel af kildesortering af den organiske del af dagrenovationen i den danske region samt en øget effektivitet og udbredelse af allerede eksisterende kildesorteringsordninger i den tyske del af grænseregionen. Alle fremtidsscenarier har samme udsorteringsgrad, men med forskellige biologiske behandlingsteknologier til det ekstra udsorterede mængde affald i forhold til scenarie 1. Det er i samarbejde med projektpartnerne valgt at modellere to kombinerede biogas- og komposteringsanlæg eksemplificeret ved Borgstedt-anlægget og et AIKAN-lignende anlæg, et gyllebaseret biogasanlæg, der supplerer dette substrat med kildesorteret organisk dagrenovation, samt et højteknologisk komposteringsanlæg, hvor komposteringen foregår under tag med biofilter.



Figur B. Affaldsstrømme (tons) i scenarie 2 til 5, til venstre for den stiplede linje ses det organisk affald i restaffaldet, og til højre det kildesorterede organiske affald. Affaldsmængder og udsortering af organisk affald er den samme i alle fremtidsscenarier, men der modelleres 4 forskellige biologiske behandlingsanlæg som angivet i søjlen yderst til højre. Pilenes tykkelse er proportionale med affaldsstrømmenes størrelse.

I basisscenariet (scenarie 1) fordeler bioaffaldet sig på 49.300 ton i restaffaldet og 42.050 ton kildesorteret, som er kildesorteret, i alt 91.350 ton organisk husholdningsaffald per år. Fordelingen af bioaffald i fremtidsscenarierne kan ses af figur B. De allerede eksisterende kildesorteringsordninger i Tyskland udviser relativ stor forskel i sorteringseffektiviteter, fra 41 % i ASF's opland til 76 % i AWR's opland. I fremtidsscenarierne benyttes en kildesorterings-effektivitet for alle kommuner, som svarer til AWR's i basis scenariet (75 %).

Affaldsindsamling i grænseregionen udføres med lang række systemer med forskellige beholdertype og størrelse samt skraldebilstyper. Det vurderes, at indsamling og transport har relativ lille betydning for miljøvurderingens samlede resultater. Det blev derfor valgt at benyttes data, som beskriver dieselforbrug og

emissioner forbundet med typiske danske indsamlingssystemer, men som ikke er direkte relateret til grænseområdet.

Resultater

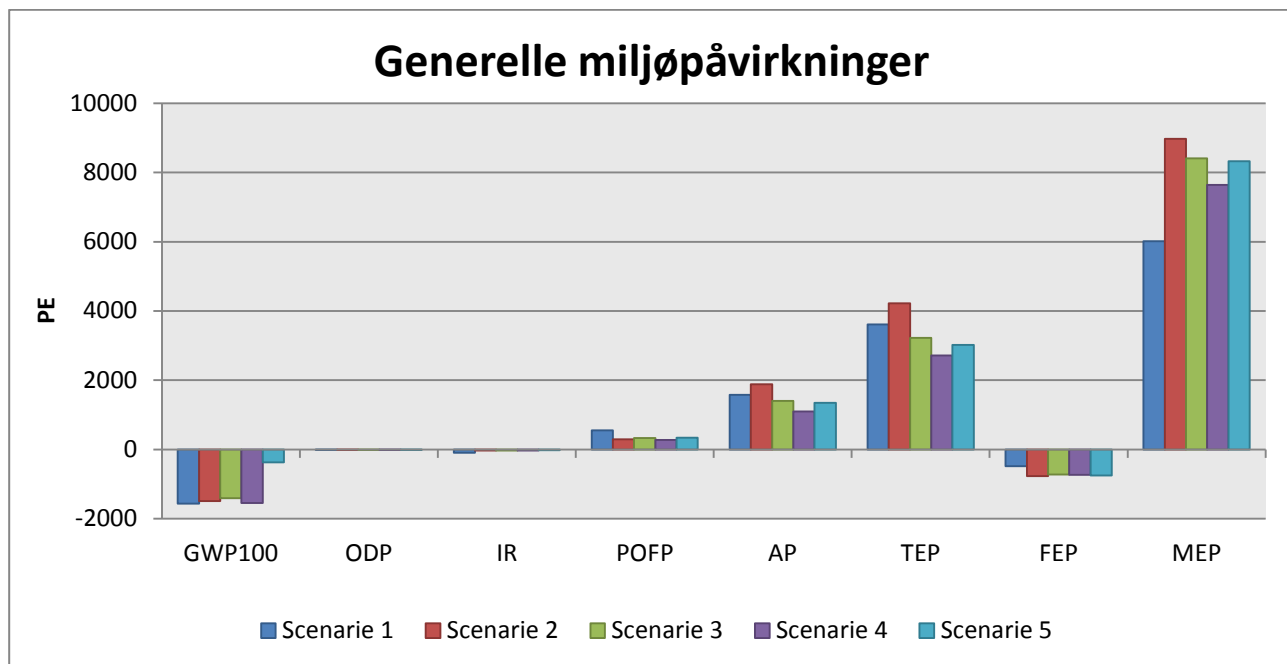
De potentielle miljøpåvirkninger vises som normaliserede værdier målt i personækvivalenter (PE) for den samlede behandlede affaldsmængde. Én personækvivalent (PE) svarer til den gennemsnitlige årlige belastning (fra alle personens aktiviteter også uden for affaldssystemet) fra én gennemsnitsperson i den pågældende miljøpåvirkningskategori. Numerisk negative værdier betegner undgåede miljøpåvirkninger, dvs. miljøbesparelser, mens numerisk positive værdier betegner nettobelastninger af miljøet.

Det gøres opmærksom på, at der ved tolkning af resultater bør skelnes mellem de forskellige typer af påvirkningskategorier, som det er beskrevet i detaljer i afsnit 3.5 i rapporten. Især med hensyn til de toksiske påvirkningskategorier er der så stor metodemæssig usikkerhed forbundet karakterisering og normalisering af emissioner, at det i nærværende projekt er valgt ikke at drage konklusioner om forskelle mellem scenarier alene baseret på potentielle miljøpåvirkninger i de toksiske kategorier. På den baggrund indgår de toksiske miljøpåvirkningskategorier ikke i denne sammenfatning, og der henvises i stedet til selve rapporten for en mere detaljeret diskussion.

Samlede potentielle miljøpåvirkninger

Da der ikke foretages vægtning, kan man ikke direkte sammenligne resultaterne på tværs af påvirkningskategorierne. Man kan derimod vurdere størrelsen af affaldssystemets relative bidrag til de potentielle miljøpåvirkninger i de enkelte påvirkningskategorier.

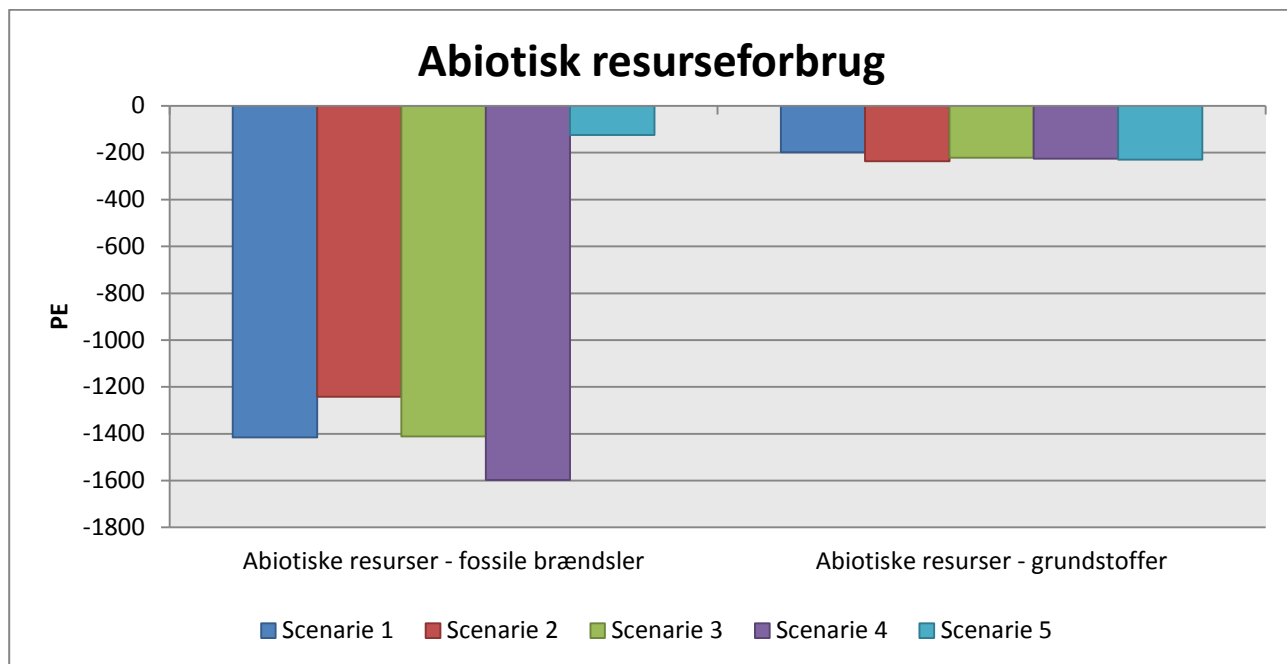
Ved sammenligning af scenarier noteres rangfølgen i de betragtede påvirkningskategorier. Kun i det tilfælde at ét scenarie er bedst i samtlige påvirkningskategorier, kan dette scenarie siges at være det bedste. Hvis ét scenarie er bedre i flere kategorier end et andet scenarie, kan man altså ikke udnævne det til det bedste scenarie jævnfør bemærkningerne om vægtning ovenfor. Som det kan aflæses af figur C, er der intet scenarie, som er bedst i alle påvirkningskategorier, og der er således ikke nogle af scenarierne, som umiddelbart kan udnævnes til at udgøre den miljømæssigt set bedste løsning.



Figur C. Totale potentielle generelle miljøpåvirkninger for behandling af den samlede årlige mængde kildesorteret organisk dagrenovation og organisk dagrenovation i restaffaldet i den danske-tyske grænseregion. GWP100 = drivhuseffekt, ODP = ozonnedbrydning, IR = Ioniserende stråling, POFP = fotokemiske ozondannelse, AP = forsuring, TEP = terrestrisk eutrofiering, FEP = ferskvandseutrofiering, MEP = marineutrofiering.

Mht. drivhuseffekt ligger scenarie 1 til 4 i samme niveau med de største besparelser for basisscenariet (-1560 PE svarende til -12.600 ton CO₂-ækv.) og scenarie 4 med gylle-baseret biogasproduktion (-1540 PE svarende til -12.500 ton CO₂-ækv.). Scenarie 5, som inkluderer kompostering og ikke biogasproduktion, skiller sig ud ved kun at udvise en mindre miljøbesparelse. I kategorien fotokemisk ozondannelse har basisscenariet den højeste potentielle miljøbelastning, og de resterende scenarier udviser meget ens, men mindre potentiel miljøbelastninger. En lignende relation, men med modsat fortegn, ses i kategorien ferskvandseutrofiering. Disse mønstre følges ikke i de resterende kategorier, men det bemærkes dog, at rangfølgen mellem scenarie 2, 3 og 4 er den samme for forsuring, terrestrisk eutrofiering og marineutrofiering.

De abiotiske resurseforbrug for de forskellige scenarier (figur D) er alle i samme niveau, med undtagelse af besparelse af fossile brændsler i scenarie 5, som er væsentligt mindre end i de resterende scenarier. Dette skyldes at kompostanlægget i scenarie 5 ikke producere noget elektricitet eller varme, som kan fortrænge fossilt produceret elektricitet og/eller varme, og dermed ikke leder til en besparelse.



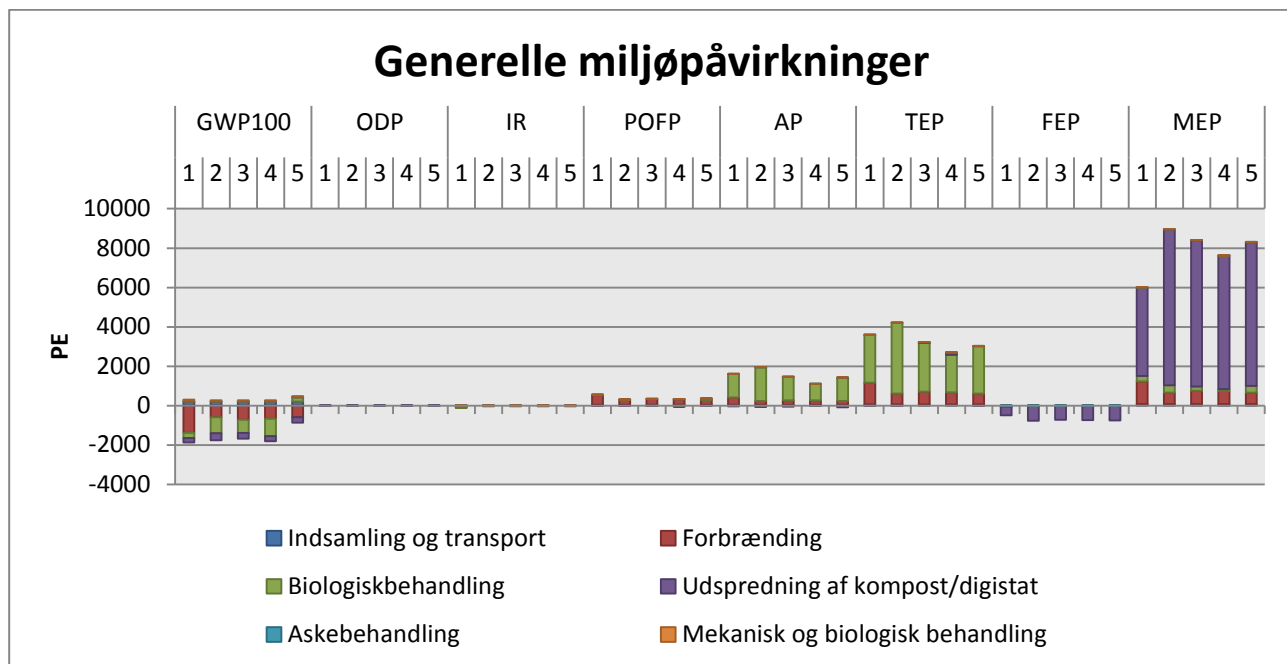
Figur D. Totalt resurseforbrug for behandling af den samlede årlige mængde kildesorteret organisk dagrenovation og organisk dagrenovation i restaffaldet i den danske-tyske grænseregion.

Potentielle miljøpåvirkninger fordelt på behandlingsteknologier

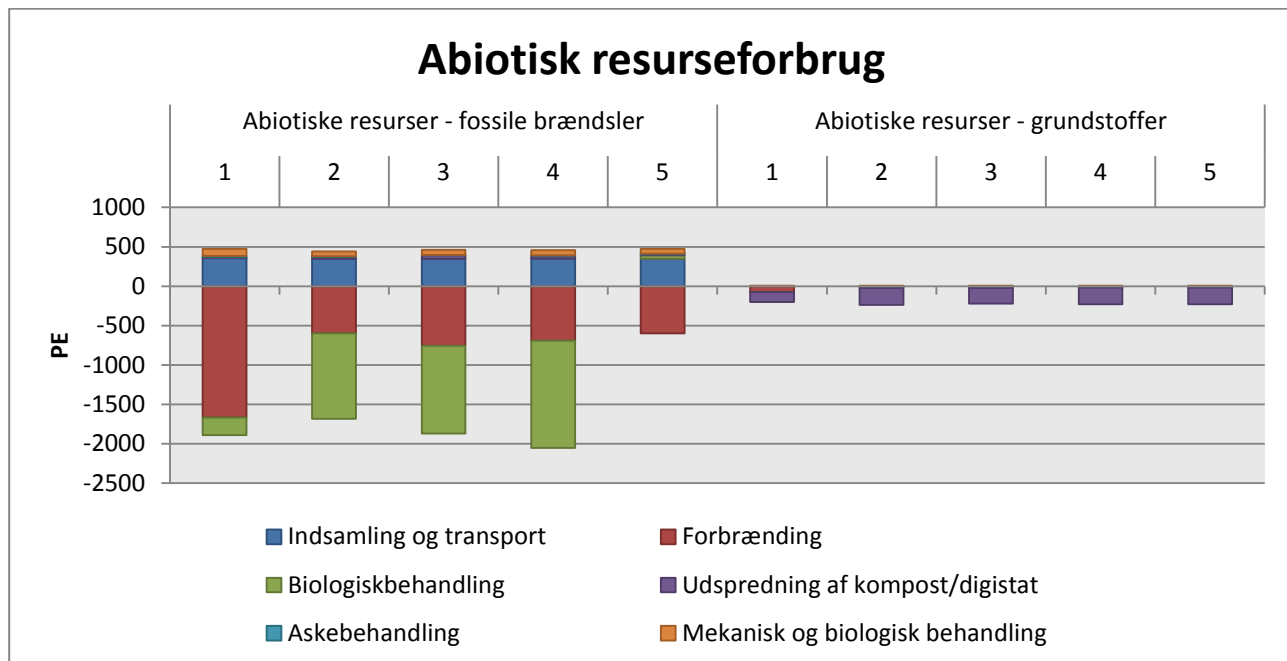
I dette afsnit vises bruttoværdierne, således at de potentielle miljøpåvirkninger for hvert scenarie er delt op på de indgående behandlingsteknologier. Med behandlingsteknologier menes i denne sammenhæng ikke kun teknologiens, f.eks. forbrændingsanlæggets, direkte miljøpåvirkninger i form af emissioner fra anlægget, men også substitutionerne forbundet med affaldsbehandlingen.

De generelle miljøpåvirkninger er vist på figur E. For "drivhuseffekt" bidrager indsamling og transport, askebehandling samt mekanisk og biologisk behandling med en belastning af miljøet, mens forbrænding, biologiskbehandling og brugen af kompost/digestat til en besparelse. For forbrænding og biologisk behandling skyldes besparelsen fortrængning af fossile brændsel ved produktionen af elektricitet (primært) og varme (til en mindre del). For komposten/digestaten skyldes besparelsen kulstofslagring i jorden og ikke i stor grad substitution af kunstgødning.

For "fotokemisk ozondannelse" skyldes belastningerne primært affaldsforbrænding, men også den biologiske behandling har i nogle tilfælde (scenarie 1, 2 & 5) en belastning. Besparelserne kommer fra biologisk behandling (scenarie 3 & 4) og anvendelsen af kompost/digestat. I alle tilfælde skyldes besparelserne eller belastningerne primært NO_x-emissioner.



Figur E. Totale potentielle ikke-toksiske miljøpåvirkninger fordelt på behandlingsteknologier for behandling af den samlede årlige mængde kildesorteret organisk dagrenovation og organisk dagrenovation i restaffaldet i den danske-tyske grænseregion. GWP100 = drivhuseffekt, ODP = ozonnedbrydning, IR = Ioniserende stråling, POFP = ozondannelse, AP = forsurening, TEP = eutrofiering, FEP = ferskvandseutrofiering, MEP = marineutrofiering. Tallene 1 til 5 under hver påvirkningskategori betegner scenarierne.

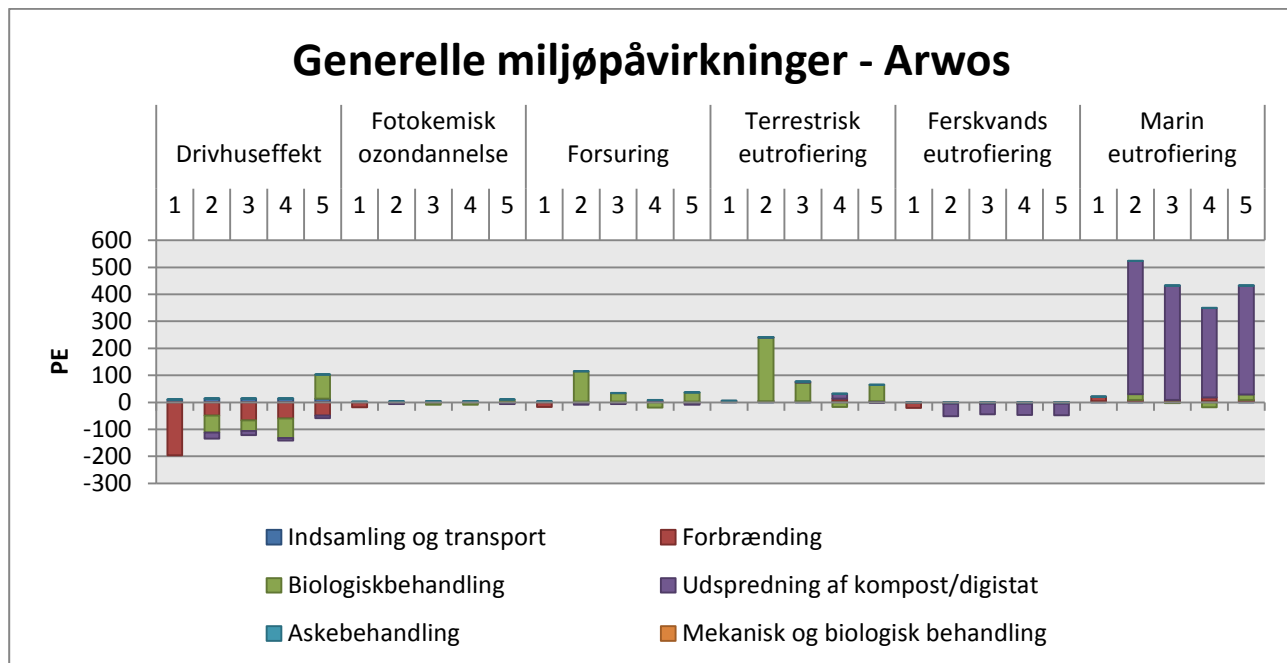


Figur F. Totale resurseforbrug fordelt på behandlingstype for behandling af kildesorteret organisk dagrenovation og organisk affald i restaffaldet i den danske-tyske grænseregion.

For "abiotiske resurser – fossile brændsler" (figur F) bidrager fire af behandlingsteknologierne markant: indsamling og transport, mekanisk og biologiskbehandling, forbrænding og biologiskbehandling. De to førstnævnte giver en belastning i og med, at de ikke resulterer i nogen substitution. Belastningen fra indsamling og transport skyldes brugen af diesel til transport, og for mekanisk og biologiskbehandling er det kul, som stammer fra elektricitetsforbrug fra det omkringliggende energisystem. Besparelserne kommer fra forbrænding og biologiskbehandling, og stammer primært fra substitutionen af elektricitet samt de forskellige varmesystemer.

Potentielle miljøpåvirkninger fordelt på affaldsselskaber

I dette afsnit er de potentielle miljøpåvirkninger vist for de mængder affald, der håndteres af de enkelte affaldsselskaber. Dette er gjort, fordi der er store forskelle på de nuværende systemer, selskaberne anvender, mængden af affald de håndterer, og hvordan fremtidsscenerierne ser ud. Sidstnævnte forskelle er mest udtalt for de tyske selskaber sammenlignet med de danske og internt mellem de tyske selskaber, fordi de i det nuværende system allerede har udsortering af organisk affald og i nogle tilfælde har mekanisk- og biologisk behandling. Der vises kun resultater for ét dansk og ét tysk område, de resterende kommuner kan findes i rapportens afsnit 5.3.

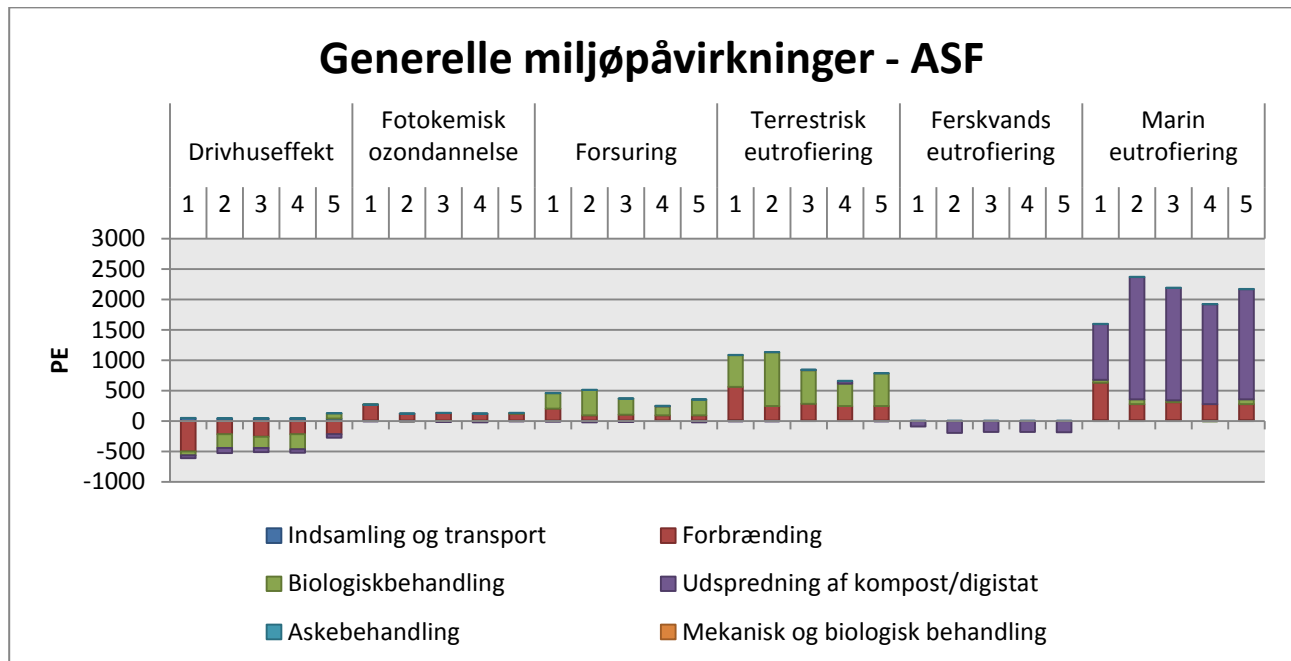


Figur G. Generelle miljøpåvirkninger (uden stratosfærisk ozonnedbrydning og ioniserende stråling) fordelt på behandlingstyper for behandling af kildesorteret organisk dagrenovation og organisk affald i restaffaldet hos Arwos. Tallene 1 til 5 under hver påvirkningskategori betegner scenarierne.

De generelle miljøpåvirkninger for Arwos er vist i figur G. Drivhuseffekten er for scenarie 5 blevet til en netto belastning, og scenarie 1 er en smule bedre end scenarie 2, 3 & 4. Forsuring og terrestrisk eutrofiering har de største påvirkninger fra de biologiske behandlingsanlæg, og ligesom for de samlede resultater skyldes det

ammoniak. I scenarie 3 og 4 ses der også en belastning fra forbrænding, som skyldes forbrænding af rejektet fra den biologiske behandling. Desuden har scenarie 4 en belastning fra anvendelsen af digestatet på landbrugsjord.

For ferskvand eutrofiering ses en større besparelse i de fire fremtidsscenarier sammenlignet med scenarie 1, og denne skyldes besparelsen af fosfor, som fører til mindre brydning af fosfor ved undgået produktion af kunstgødning. Marineutrofiering er domineret af anvendelsen af kompost/digestat, og skyldes udvaskning af kvælstof til marine miljøer.



Figur H. Generelle miljøpåvirkninger (uden stratosfærisk ozonnedbrydning og ioniserende stråling) fordelt på behandlingstyper for behandling af kildesorteret organisk dagrenovation og organisk affald i restaffaldet hos ASF. Tallene 1 til 5 under hver påvirkningskategori betegner scenarierne.

De generelle miljøpåvirkninger for ASF er vist i figur H. Basisscenariet er her baseret på forbrænding på MVK Kiel med 59 % af det organiske affald sendt hertil. De resterende 41 % sendes til Borgstedt-anlægget. I fremtidsscenarierne bliver der udsorteret 75 % til de respektive biologiske behandlingsanlæg (hvoraf de 41 % fortsat går til Borgstedt) og de resterende 25 % går til forbrænding. På MVK Kiel substitueres der ud over kulfyret elektricitet også fjernvarme lavet på et centralt kulfyret kraftvarmeværk.

Drivhuseffekten for scenarie 5 er en netto besparelse til forskel fra de danske systemer. Det skyldes, at mindre organisk affald bliver udsorteret til kompostering, da der i alle scenarier minimum sendes 41 % til Borgstedt. De fire andre scenarier er ikke væsentlig forskellige fra hinanden, men bidragene kommer fra forskellige processer. I scenarie 1 kommer de primært fra forbrænding, og i scenarie 2, 3 og 4 kommer ca. halvdelen fra biologiskbehandling og den anden halvdel fra forbrænding, samt en lille del fra anvendelse af kompost/digestat.

Følsomhedsanalyser

For at undersøge i hvor høj grad miljøvurderingens resultater er robuste (dvs. at scenarierne ikke ændrer rangorden) ved ændring af forudsætninger udførtes et antal følsomhedsanalyser. Baseret på resultaterne i kapitel 5 i rapporten samt generel viden om de faktorer, som har betydning for affalds-LCA'er, udvalgte syv følsomhedsanalyser. Af disse var fire relateret til affaldsbehandlingsteknologierne og de resterende tre til de bagvedliggende systemer.

De udførte følsomhedsanalyser viser, at miljøvurderingens resultater i afvekslende grad er afhængig af de valgte forudsætninger, men overordnet set sker der ikke dramatiske ændringer som konsekvens af ændrede forudsætninger

For de følgende følsomhedsanalyser var miljøvurderingen robust over for ændrede forudsætninger: nedsat sorteringseffektivitet, mere effektivt biofilter på Borgstedt-anlægget, øget diffust metan udslip fra biogasanlæg, marginal elektricitet baseret på naturgas samt import af affald fra EU. For de følgende følsomhedsanalyser var miljøvurderingen ikke robust over for ændrede forudsætninger: øget biogasproduktion på Borgstedt-anlægget og øget varmeudnyttelse fra biogasanlæggene

Der kan således peges på øgning af biogasproduktion og udbygning af fjernvarmenet til at inkludere varme produceret på biogasanlæg som fremtidige muligheder for at optimere affaldssystemet.

Konklusioner

På baggrund af resultaterne beskrevet i rapportens kapitel 5 samt følsomhedsanalyserne i kapitel 6 kan følgende overordnede konklusioner drages af projektet:

- Overordnet set er intet scenarie bedst i alle miljøpåvirkningskategorier, dvs. man kan ikke udnævne ét scenarie til at være det bedste.
- Der er store forskelle mellem de forskellige forsyningsselskaber bl.a. på grund af tilstedeværelse af kildesortering eller ej samt forskellig varmesubstitution.
- I den danske del af grænseregionen skal der en udsortering af det organiske affald til for at opfylde genanvendelseskravene fra EU og den danske Miljøstyrelse.
- Fosforbesparelsen er proportional med kompost/digestat mængden, der udbringes på landbrugsjord.
- Udformning, drift og emissioner af de tekniske anlæg er vigtige for de potentielle miljøpåvirkninger.
- Hvad der substitueres af energi fra biogasproduktion og forbrændingsanlæg er meget vigtigt; det gælder både elektricitet og varme.
- Ud fra følsomhedsanalyserne kan det ses, at der er forskellige faktorer, som man skal være opmærksom på ved forskellige biologiske behandlinger, her især størrelsen af biogasproduktion og ammoniakudslip.
- Fremtiden kan se meget anderledes ud, hvis man antager, at det er grøn energi, der vil blive substitueret.

1 Introduktion

I Europa så vel som på globalt plan ses en fortsat vækst i forbruget af materialer, og samtidig stiger affaldsmængden. Det europæiske mål, en absolut afkobling af resurseforbrug og affaldsproduktion fra den økonomiske vækst, har vist sig at være vanskeligt at nå. Affaldsproduktion og håndtering af affald har en negativ indflydelse på miljøet og på menneskers sundhed. Affald er dog også en potentiel kilde til materialer, der kan genbruges, genanvendes eller nyttiggøres. Ved at genbruge materialer eller genudvinde energi fra affald kan påvirkningen af miljøet reduceres i forhold til at anvende nye materialer. "Et resurseeffektivt Europa" er en af EU's syv flagskibe i Europa 2020-strategien (Europa Kommissionen, 2010). Strategien har formålet at gøre EU til en "cirkulær økonomi", der er baseret på et genanvendelsessamfund med henblik på at reducere affaldsproduktion og bruge affald som en resurse (Europa Kommissionen, 2014).

Ifølge EU's nuværende affaldspolitik, skal affaldsproduktion forebygges, og det affald, der ikke kan undgås, skal behandles ifølge affaldshierarkiet dvs. i prioriteret rækkefølge genbruges, genanvendes eller nyttiggøres. Kun som en sidste mulighed bør affald deponeres (bioaffald må dog ikke deponeres uden forudgående behandling).

Rammedirektivet om affald sætter mål for genanvendelse af husholdningsaffald på 50 % i 2020 (Affaldsrammedirektivet, artikel 11, 2008). Dette mål vil være vanskeligt at opnå uden at inkludere den del af husholdningsaffaldet, som udgøres af bioaffald (Miljøstyrelsen, 2014). Vedrørende bioaffald skal EU-medlemsstaterne derfor træffe foranstaltninger for at fremme: (a) særskilt indsamling af bioaffald med henblik på kompostering og bioforgasning (b) behandling af bioaffald på en måde, der opfylder et højt niveau af miljøbeskyttelse, og (c) anvendelse af miljøvenlige materialer fremstillet af bioaffald (Vandrammedirektivet, artikel 22, 2010). I EU produceres hvert år mellem 118 og 138 millioner tons bioaffald, hvoraf omkring 88 millioner tons er kommunalt affald (Europa Kommissionen, artikel 235, 2010). Denne mængde forventes at stige med i gennemsnit 10 % inden 2020 (Europa Kommissionen, artikel 235, 2010).

Bioaffald, som defineret i rammedirektivet om affald, inkluderer bionedbrydeligt have- og parkaffald, mad- og køkkenaffald fra husholdninger, restauranter, cateringfirmaer og detailforretninger samt lignende affald fra fødevarerforarbejdningsvirksomheder (Affaldsrammedirektivet, 2008), men ikke papiraffald. Det skal nævnes, at kompostering og anaerob udrådning af bioaffald regnes som genanvendelse, og forbrænding med energiudnyttelse kategoriseres som nyttiggørelse.

Bioaffald er en potentiel kilde til næringsstoffer, kulstof og energi. Korrekt håndtering af bioaffald kan på flere måder bidrage til at bekæmpe de mest udfordrende miljøproblemer. Generelt kan en bedre forvaltning af bioaffald bidrage til en mere bæredygtig forvaltning af jordens resurser, en bedre beskyttelse af jordmiljøet og hjælpe i kampen mod klimaændringer. Desuden påvirkes målene for udfasning af deponering, samt målene om genanvendelse og produktion af vedvarende energi i positiv retning

Ikke desto mindre er bioaffald indtil nu blevet forvaltet i overensstemmelse med vidt forskellige politikker i de enkelte EU-medlemsstater, der spænder fra minimumstiltag i nogle lande til ambitiøse politikker i andre. Der er en stor forskel mellem de medlemsstater, der genanvender mindst (100 % deponering) og de lande med de mest effektive behandlingssystemer (50 % genanvendelse og 50 % energiudnyttelse), når man ser på den

kommunale affaldshåndtering (Eurostat, 2014). I EU deponeres stadig i gennemsnit 40 % af bioaffaldet (op til 100 % i nogle medlemsstater) (EEA, 2009). Både Danmark og Tyskland har haft stor succes med at bevæge sig væk fra deponering, så der i dag deponeres mindre end 1 % af bioaffaldet. I Danmark forbrændes hovedparten af bioaffaldet i "state-of-the-art" forbrændingsanlæg, hvor energien udvundet fra affaldet i form af varme og elektricitet erstatter brugen af fossile brændsler, men hvor man derimod mister vigtige materialer og næringsstoffer, som kulstof og fosfor fra det organiske materiale. I Tyskland derimod indsamles en væsentlig del af bioaffaldet separat og genanvendes ved en kombination af bioforgasning og kompostering.

Som nævnt tilsiger affaldshierarkiet, at biologisk behandling af bioaffald foretrækkes frem for forbrænding. Fravigelse af affaldshierarkiet for specifikke affaldsstrømme kan dog forekomme, men bør begrundes med livscyklusvurderinger indbefattende de samlede miljømæssige konsekvenser af produktion og håndtering af dette affald. Med hensyn til sammenligning mellem forskellige håndteringsmuligheder for bioaffald, der kan være placeret på forskellige niveauer i affaldshierarkiet, gives disse retningslinjer (Grønbog om håndtering af bioaffald i EU):

”For håndtering af bionedbrydeligt affald, som ikke føres til deponering, synes der ikke at være én enkelt metode, der er bedst i miljømæssigt henseende. (...) Strategier for håndtering af dette affald bør derfor udformes i en passende skala baseret på en struktureret og bred tilgang, som f.eks. livscyklustankegangen (LCT) og det hertil knyttede værktøj livscyklusvurdering (LCA), så vigtige aspekter ikke overses og ensidighed undgås.”

Affaldsselskaberne i det dansk-tyske grænseområde ønsker med dette projekt at iværksætte et samarbejde, som omfatter en grundig forundersøgelse baseret på livscyklusvurderinger med henblik på at identificere de miljømæssigt set mest optimale systemer - inklusiv nye behandlingsanlæg - til fremtidig indsamling og behandling af bioaffald. Der er flere åbenlyse fordele ved at indgå et samarbejde over grænsen:

- Der er et velfungerende moderne behandlingsanlæg i Borgstedt, som i øjeblikket ikke har den fornødne kapacitet til et samarbejde. Anlægget kan bruges som reference, og den erfaring, som er oparbejdet i Tyskland hos AWR, kan bidrage positivt til kvaliteten af undersøgelsen.
- Et begrænset geografisk område (en region eller en kommune) har ikke i sig selv affaldsmængder nok til at understøtte et økonomisk og miljømæssigt velfungerende behandlingsanlæg. Kun ved at gå sammen kan opnås de mængder bioaffald, som skal til, for at et behandlingsanlæg kan drives miljømæssigt og økonomisk optimalt.
- Hvis der ikke skabes et velfungerende anlæg i området, vil de enkelte selskaber være nødsaget til at afsætte bioaffaldet til anlæg, som ligger langt væk. Et negativt eksempel er, at bioaffald fra Flensburg til udgangen af 2014 afsættes til Sachsen-Anhalt og Meklenburg-Vorpommern. Et velfungerende moderne lokalt anlæg vil derimod mindske transporten af bioaffald og bidrage positivt til miljørigtig erhvervsudvikling og arbejdspladser i området.

Projektet repræsenterer således det første grænseoverskridende projekt om håndtering af bioaffald, hvor de forskellige nationale systemer tænkes sammen i et EU-perspektiv, idet der opstilles en samlet LCA-model for grænseregionens håndtering af bioaffald, og på det grundlag udføres en LCA-baseret miljøvurdering.

Projektet omfatter hele spektret fra indsamling og transport til behandling og nyttiggørelse. I den forbindelse er tre affaldsselskaber nord for grænsen samt to selskaber syd for grænsen gået sammen om at undersøge mulighederne for at etablere et fælles indsamlingssystem og et fælles behandlingsanlæg. Yderligere er en kreds og et affaldsselskab i området, hhv. syd for grænsen og nord for grænsen, tilknyttet projektet som interesserede netværkspartnere uden finansiell deltagelse. Endvidere deltager DTU Miljø, Danmarks Tekniske Universitet, Lyngby, som er blandt de førende nationalt som internationalt inden for forskning i affald, affaldshåndtering og livscyklusvurderinger af affaldssystemer. Parterne vurderer, at der i de sønderjyske kommuner ikke vil være bioaffald nok til at gøre et fælles dansk anlæg rentabelt, hvorfor det er oplagt at satse på at etablere et fælles anlæg med nordtyske parter. Der findes et kombineret biogas- og komposteringsanlæg i Borgstedt ved Rendsburg, men anlægget har ikke kapacitet til at behandle den samlede affaldsmængde. Parterne overvejer således at etablere et fælles anlæg til nyttiggørelse af bioaffald. Derfor igangsættes en undersøgelse, der skal give et præcist billede af, om det også i praksis er en god idé at etablere et afstemt indsamlingssystem samt at etablere et fælles behandlingsanlæg på en grænsenær lokalitet.

Resultaterne af miljøvurderingen tænkes at udgøre en del af grundlaget for beslutningstagerne med hensyn til planlægning af det fremtidige affaldsbehandlingssystem i grænseregionen. Det er hensigten, at beslutningstagere vha. miljøvurderingens scenarier kan få et overblik over ændringer af de potentielle miljøpåvirkninger inklusiv resurseforbrug ved implementering af forskellige behandlingsstrategier. På den baggrund kan beslutningstagere være i stand til at vælge det affaldsbehandlingssystem, som er mest hensigtsmæssigt ud fra en prioritering af, hvilke miljøeffekter der lægges mest vægt på.

2 Formål

Projektets overordnede formål er at skabe et grundlag for et samarbejde på tværs af den dansk-tyske grænse omkring behandling af bioaffald (dog kun den organiske del af husholdningsaffaldet), dvs. indsamling, behandling og nyttiggørelse. Initiativet begrundes i lyset af nationale klimamål, med generelle ønsker om at udnytte energien i bioaffald ved biogasproduktion og samtidig at genanvende indholdet af indholdsstoffer, blandt andet fosfor, kalium, calcium og kulstof, ved målrettet at føre disse tilbage til landbrugets stofkredsløb.

Det konkrete formål med denne rapport er at udføre en livscyklusbaseret miljøvurdering af fremtidige muligheder for håndtering af organisk affald fra husholdninger i det dansk-tyske grænseområde. Dette gøres ved at opstille det nuværende behandlingssystem for organisk affald fra husholdninger i LCA-modellen EASETECH og sammenligne de potentielle miljøpåvirkninger med et antal fremtidsscenarioer, der inkluderer øget implementering af kildesortering og biologisk behandling af det organiske affald i grænseregionen.

Undersøgelsens mål er at medvirke til at tilvejebringe et grundlag, som gør partnerne bag projektet i stand til at træffe en beslutning angående etablering et fælles behandlingsanlæg for bioaffald i den dansk-tyske grænseregion. Målet for selve undersøgelsen er således at undersøge en række detaljerede spørgsmål, der alle skal indgå i de efterfølgende overvejelser omkring et fælles behandlingsanlæg.

Såfremt der etableres et fælles behandlingsanlæg, vil det være til gavn for de lokale samfund på begge sider af grænsen, og således for befolkningen. Dertil kommer, at miljøpåvirkningerne, der p.t. findes ved behandling i MBT-anlæg og affaldsforbrændingsanlæg vil blive reduceret samtidig med, at landbruget tilføres næringsstoffer. Samarbejdet som sådan, samt selve anlægget og det tilknyttede indsamlingssystem kan udadtil lanceres som et modelprojekt, der præsenterer den dansk-tyske grænseregion som førende inden for håndtering af organisk affald.

3 Omfang og udformning af LCA'en

3.1 Overordnede principper

Livscyklusvurderingen blev udført som en såkaldt konsekvens-LCA, hvor miljøkonsekvenser af at ændre systemet, i dette tilfælde implementering eller videreudvikling af alternative behandlingsmetoder til håndtering af bioaffaldet fra husholdninger, blev opgjort. Vigtigt for konsekvens-LCA er benyttelse af marginale procesdata, dvs. data for de processer, som reelt påvirkes af systemet i stedet for gennemsnitsværdier. Der er derfor i nærværende projekt benyttet marginale procesdata, hvor det har været muligt.

Ved valg af LCIA-metoder (Life Cycle Impact Assessment) og miljøpåvirkningskategorier fulgtes anbefalingerne i ILCD-håndbogen "Recommendations for Life Cycle Impact Assessment in the European context" (Europa Kommissionen, 2011).

Mht. vurdering af datakvalitet tildeles de enkelte datasæt for teknologier eller processer kvalitetsindikatorværdier som beskrevet af Frischknecht et al. (2007). Det tilstræbes at undgå brug af processer med dårligere kvalitetsindeks end 3 målt på en skala mellem 1 og 5 (1 betegner bedste kvalitet).

3.2 Den funktionelle enhed

Den funktionelle enhed er den ydelse, affaldssystemet skal levere i alle scenarier, for at de er sammenlignelige. Den defineres som:

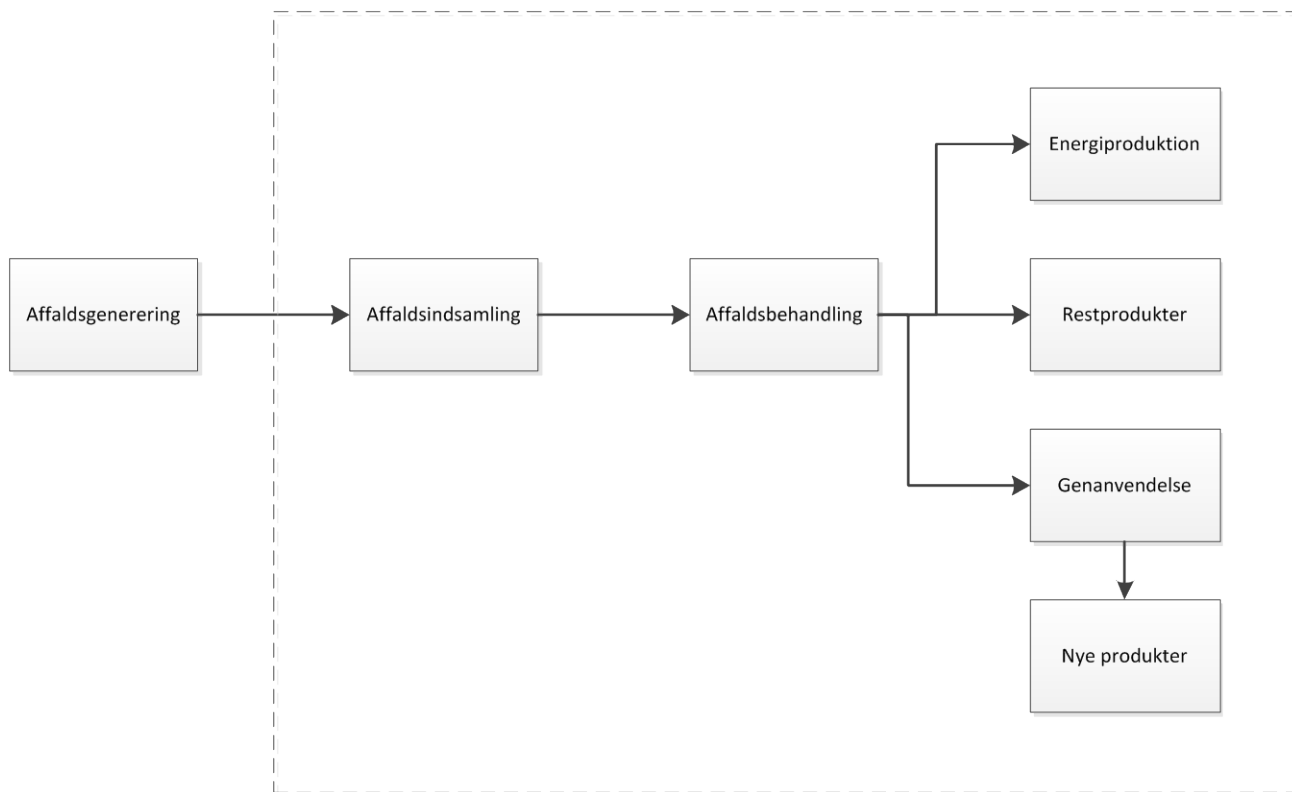
- *Håndtering inklusiv indsamling, transport, behandling og slutdisponering af eventuelle restprodukter af den samlede årlige mængde af organisk affald (madaffald) fra husholdninger fra syv forskellige oplande: "Haderslev, Aabenraa, Sønderborg, Tønder, Flensburg, Schleswig-Flensburg og Rendsburg-Eckernförde".*

Det er således den samlede mængde organisk affald fra husholdningerne, uanset om det foreligger som en kildesorteret fraktion, eller det udgør en del af dagrenovationen, der indgår i den funktionelle enhed. I alle scenarier opgøres de potentielle miljøpåvirkninger for den kildesorterede organiske dagrenovation (KOD), men ligeledes de potentielle miljøpåvirkninger fra det organiske affald, som bliver i dagrenovationen (restaffaldet), og som derfor undergår samme behandlingsmetoder som dagrenovationen. Da mængden af organisk affald i dagrenovationen ikke opgøres direkte, estimeres denne mængde vha. affaldspotentialet for organisk affald, som bygger på en række stikprøveundersøgelser af sammensætning af dagrenovationen foretaget på tysk såvel som på dansk side af grænsen.

3.3 Systemgrænser

De modellerede systemer starter ved affaldsgenereringen i husholdningerne, hvor forbrugsprodukter bliver til affald, dvs. miljøpåvirkninger fra produktionssystemet ikke indgår i systemet. Derefter sker indsamling, transport og behandling af det organiske affald. Disse livscyklusfaser indgår i LCA'en. Udveksling af materialer

og energi med det omkringliggende produktionssystem samt slutdeponering af eventuelle restprodukter fra behandlingen indgår ligeledes i systemet. Figur 1 viser de processer, som er inkluderet i systemet.



Figur 1 Systemgrænser for LCA'en, hvor alt indenfor den stiplede firkant er inkluderet.

Energi- og resurseforbrug til at drive samtlige behandlingsteknologier er inkluderet, og det samme er emissioner fra teknologierne. Indsamling og transport er ligeledes inkluderet både fra indsamlingssteder til behandlingsanlæg og for restprodukternes videre transport til diverse genanvendelsesanlæg og/eller deponi. Desuden er der taget hensyn til eksterne processer som leverer transport, materialer og energi til affaldssystemet, men som ikke er en del af det. Et eksempel er produktionen af elektricitet fra kulkraftværker, hvor både de direkte emissioner på anlægget er inkluderet og emissioner relateret til fremskaffelsen og transporten af kul fra kulminer til kulkraftværket. Der er ikke inkluderet emissioner fra opførelse og nedrivning af anlæg, idet disse parametre vurderes at være mindre væsentlige for LCA'ens resultater. Anvendelse af kompost/digestat fra komposteringsanlæg, kombinerede biogas- og komposteringsanlæg samt behandling af restprodukter fra affaldsforbrænding er inkluderet i miljøvurderingen.

3.4 Systemudvidelse/allokering

Da denne rapport benytter konsekvens-LCA tilgangen, er der anvendt udvidelse af systemgrænserne til at omfatte substitution i stedet for allokering. Det betyder, at affaldssystemet krediteres for undgåede emissioner, som ellers ville være sket ved produktion uden for affaldssystemet. Som eksempel kan nævnes to affaldssystemer, ét som ud fra organisk affald producerer hhv. energi og kompost og ét der udelukkende

producerer energi. Det førstnævnte affaldssystem fratrækkes emissionerne ved den undgåede marginale energiproduktion og undgået marginale produktion af konventionel handelsgødning, som komposten erstatter. Det sidstnævnte affaldssystem fratrækkes alene emissionerne ved den undgåede marginale energiproduktion. På den måde kan de to systemer sammenlignes på et retfærdigt grundlag. Dette er i tråd med anbefalingerne i ISO 14044, som anbefaler brug af systemudvidelse.

Når der er tale om, at affaldssystemet substituerer processer med flere outputs, f.eks. energiproduktion på kraftvarmeværker, er det derimod nødvendigt at allokere emissionerne på kraftvarmeværket på hhv. el og varme for at kunne beregne miljøeffekterne af substitutionen. Der er dog her tale om at benytte allokationsmetoden på processer, som ligger udenfor selve affaldssystemet.

3.5 Miljøpåvirkningskategorier, LCIA-metoder og fortolkning af resultater

Det overordnede princip bag en livscyklusvurdering er, at man tænker hele servicens livscyklus - i nærværende rapport håndtering af organisk affald fra husholdninger - ind i opgørelsen af potentielle miljøpåvirkninger. På den måde kan de væsentligste stadier i processen identificeres. Det viser sig ofte ved livscyklusvurderinger af affaldssystemer, at de væsentligste miljøpåvirkninger ligger udenfor de egentlige behandlingsanlæg – i sådanne tilfælde er det afgørende at benytte livscyklustilgangen for at kunne sammenligne behandlingsmetoder på en rimelig måde.

Miljøpåvirkningskategorierne blev valgt i henhold til ILCD's anbefalinger (EU kommissionen, 2011).

Emissionerne samles i potentielle miljøpåvirkningskategorier: Drivhuseffekt, stratosfærisk ozonnedbrydning, ioniserende stråling, fotokemisk ozondannelse, forsuring og eutrofiering, samt en række toksiske påvirkningskategorier i form af økotoksicitet og humantoksicitet. Desuden anvendes to kategorier for forbrug af abiotiske resurser. Alle emissioner, der bidrager til en påvirkningskategori, karakteriseres dvs. adderes vægtet i forhold til deres belastning per vægtenhed og emissionens størrelse og gives samme enhed, f.eks. kg CO₂-ækvivalenter for drivhuseffekt, som vist i Tabel 1 i sidste kolonne.

De valgte miljøpåvirkningskategorier, som er anvendt til udregning af miljømæssige påvirkninger er vist i Tabel 1. Der gøres opmærksom på, at USEtox og CML er behæftet med en del usikkerhed, hvilket bør tages i betragtning ved fortolkning af resultaterne (en opdatering til USEtox-version 1.1 er under udarbejdelse, hvor især modellering af binding af metaller opdateres).

De potentielle miljøpåvirkninger kan endvidere omregnes for hver af påvirkningskategorierne til en fælles enhed i form af en personækvivalent (PE), idet de faktiske belastninger divideres med den gennemsnitlige årlige belastning fra én person – dette kaldes normalisering. Tabel 1 viser de anvendte normaliseringsreferencer for omregning til personækvivalenter.

Ved normalisering tages der ikke stilling til de enkelte kategoriers relative betydning mht. miljøpåvirkning. Dette kan i stedet gøres ved en vægtningsprocedure, hvor politisk opstillede mål for reduktion af bidrag til den pågældende påvirkningskategori afgør emissionens vigtighed – jo mindre emissionsreduktion, der er opnået i forhold til de politiske mål, desto vigtigere anses emissionen for at være. I denne rapport benyttes

karakterisering (dvs. beregning af kategori-indikatorresultater, hvor påvirkningsbidragene fra hver enkel emission kvantificeres og summeres inden for hver påvirkningskategori) og normalisering (dvs. beregning af størrelsen af kategori-indikatorresultater i forhold til referenceværdier), men ikke vægtning, da denne procedure er forbundet med stor usikkerhed, og i henhold til ISO 14040-standarderne ikke må udføres i en sammenlignende LCA-rapport, der er offentligt tilgængelig.

Tabel 1 Påvirkningskategorier anvendt til udregning af miljømæssige påvirkninger.

Påvirkningskategori	Metode	Forkortelse	Normaliserings-reference	Enhed
Generelle påvirkningskategorier				
Drivhuseffekt	IPCC 2007	GWP100	8096	kg CO ₂ -ækv./PE/år
Stratosfærisk ozonnedbrydning	WMO 1999	ODP	$4,14 \cdot 10^{-2}$	kg CFC ₁₁ -ækv./PE/år
Ioniserende stråling	Dreicer et al. 1995	IR	$1,33 \cdot 10^3$	kBq U-235 luft-ækv./person
Fotokemisk ozondannelse	ReCiPe midpoint	POFP	56,7	kg-NMVOG-ækv/person
Forsuring	Accumulated Exceedance	AP	49,6	AE/PE/år
Terrestrisk eutrofiering	Accumulated Exceedance	TEP	115	AE/PE/år
Ferskvands eutrofiering	ReCiPe midpoint	FEP	0,62	kg P-ækv./PE/år
Marin eutrofiering	ReCiPe midpoint	MEP	9,38	kg N-ækv./PE/år
Toksiske påvirkningskategorier				
Humantoksicitet cancerteffekt	USEtox	HT-C	$5,42 \cdot 10^{-5}$	CTUh/PE/år
Humantoksicitet ikke-cancereffekt	USEtox	HT-NC	$1,10 \cdot 10^{-3}$	CTUh/PE/år
Partikler	RiskPoll	PM	2,76	kg PM _{2,5} /PE/år
Økotoksicitet	USEtox	ET	665	CTUe/PE/år
Resurseforbrugskategorier				
Abiotiske resurser, fossile brændsler	CML	ADP-F	$6,24 \cdot 10^4$	MJ/PE/år
Abiotiske resurser, grundstoffer	CML	ADP-E	$3,43 \cdot 10^{-2}$	kg Sb-ækv./PE/år

Der gøres opmærksom på, at resultater i de generelle påvirkningskategorier traditionelt betragtes som mere velunderbyggede, og derfor bør tillægges mere vægt end de toksiske påvirkningskategorier. Dette skyldes til dels generel konsensus om beregningsmetoder for drivhuseffekt, forsuring etc., samt det forhold, at datagrundlaget for at vurdere toksicitet er væsentligt mere usikkert. I denne rapport er der anvendt LCIA-metoden USEtox, som repræsenterer en "konsensusmodel" blandt LCA-eksperter til beregning af potentielle toksiske miljøpåvirkninger. Rosenbaum et al. (2009) opstiller retningslinjer for LCA-eksperters brug af toksicitetsfaktorer i USEtox-metoden. Her gøres det bl.a. opmærksom på, at der er op til en 1000-faktor usikkerhed på individuelle karakteriseringsfaktorer for de forskellige kemiske stoffer. Dette betyder ifølge Rosenbaum et al. (2009), at "...contributions of 1 %, 5 % or 90 % to the total human toxicity score are essentially equal...". På baggrund af dette citat kan man konkludere, at ved sammenligning af scenarier mht. toksiske miljøpåvirkninger, skal der en meget stor relativ forskel til, før man med sikkerhed kan udtale sig om, at scenarierne er signifikant forskellige. Dette forhold er specielt udpræget i forbindelse med den nuværende version af USEtox-metoden, når det drejer sig om potentielle toksiske effekter af metaller i miljøet. På USEtox hjemmesiden (www.usetox.org) står der således: "Characterization factors for metals are available as part of the current version of USEtox, but are all considered "interim", i.e. these factors can be used, but should be interpreted with care, since they have much higher uncertainty than recommended characterization factors."

om anvendelse af resultater om toksiske effekter af metaller. På den baggrund er det valgt at undlade at drage konklusioner i nærværende projekt, som udelukkende bygger på potentielle miljøpåvirkninger i de toksiske miljøpåvirkningskategorier. Det viste sig under projektets udførelse, at de potentielle toksiske miljøpåvirkninger næsten udelukkende skyldes tilstedeværelse af zink, og set i lyset af de iboende usikkerheder i USEtox-metoden, drages der således ikke konsekvenser af disse resultater. Man bør desuden heller ikke tillægge den relative størrelse af de potentielle toksiske miljøpåvirkninger i forhold til de generelle miljøpåvirkninger nogen vægt.

3.5.1 Beskrivelse af anvendte miljøpåvirkningskategorier

Drivhuseffekt eller "global opvarmning" omhandler effekten af stigende temperatur i den nedre atmosfære. Atmosfæren er normalt opvarmet af den indkomne stråling fra solen. En del af denne stråling bliver normalt reflekteret af Jordens overflade, men indholdet af kuldioxid (CO_2) og andre "drivhusgasser", som metan (CH_4), lattergas (N_2O) og CFC-gasser, i atmosfæren reflekterer eller absorberer den infrarøde stråling og resulterer i drivhuseffekten, altså en stigning af temperatur i den nedre atmosfære til over det normale niveau.

Stratosfærisk ozonnedbrydning omhandler effekten af nedbrydningen af ozonlaget i stratosfæren. Ozonlaget beskytter Jorden mod ultraviolet stråling fra solen. En række stoffer er med til nedbrydningen især CFC-gasser, og disse er derfor blevet reguleret tilbage i 1987 af Montreal Protokollen.

Ioniserende stråling omhandler effekten af stråling såsom radioaktiv stråling på mennesker. Der findes baggrundsstråling over alt, og i langt de fleste tilfælde er det uskadeligt. Denne kategori er med til at kvantificere radioaktiv stråling, men er ikke en risikovurdering.

Fotokemisk ozondannelse omhandler dannelsen af ozon ved jordoverfladen. Ozon dannes nær jordoverfladen under indflydelse af sollys, når der er kvælstofoxider (NO_x) tilstede. Hvis der også er flygtige organiske stoffer (VOC) inklusiv metan tilstede, kan der dannes peroxyradikaler, som er meget reaktive og giftige. Peroxyradikalerne kan også resultere i en øget ozondannelse. Ozon er en sekundær forureningskilde, da den praktisk taget ikke bliver udledt af menneskelige aktiviteter, men dannes gennem ovenstående reaktioner.

Forsuring er en regional effekt og omhandler effekten af en nedsat pH i forskellige økosystemer. Forskellige stoffer især indeholdende svovl (SO_x , H_2SO_4 og H_2S) og kvælstof (NO_x , HNO_3 , NH_3) samt saltsyre (HCl) og flussyre (HF) fører til forsuring. Forsuringen spredes især med regn, og var især i 1960'erne og 1970'erne skyld i syreregn og ødelæggelse af store skovarealer.

Terrestrisk, ferskvands og marin eutrofiering omhandler øget belastning af de tre økosystemer med næringssalte. Næringssalte er essentielle for at sikre (re-)produktion og eksistens af vandige og terrestriske systemer. Berigelse af økosystemer med næringssalte, den bogstavelige mening af "eutrofiering", er ikke skadelig før et bestemt kritisk niveau er nået. Hvert økosystem har sit eget niveau af næringssalte som relateres til optimal vækst. Tilgængelighed af næringssalte i mængder højere end hvad der er optimalt, kritisk niveau, fører til en ændring af artssammensætning og dermed til en uønsket ændring i karakteren af det givne økosystem.

Humantoksicitet cancer, humantoksicitet ikke-Cancer og økotoksicitet omhandler kemiske stoffers påvirkning af mennesker og miljø. Kemiske emissioner bidrager til toksicitet, hvis de påvirker funktionen og strukturen af mennesker og økosystemer gennem toksiske effekter på levende organismer i dem. Toksicitet involverer mange forskellige mekanismer, og er en kompleks kategori som inkluderer alle stoffer med en direkte effekt på menneskers og økosystemets helbred. På basis af dette, er listen af stoffer klassificeret som bidragende til human- og økotoksicitet langt mere omfattende end den tilsvarende liste for de andre miljøpåvirkningskategorier, og den vil inkludere mange forskellige typer af stoffer med vidt forskellige kemiske egenskaber. Det skal bemærkes, at toksicitets kategorierne ikke er det samme som en risikovurdering, og der kun er tale om potentielle miljøpåvirkninger, hvis kvantificering er behæftet med stor usikkerhed som beskrevet ovenfor.

Abiotisk resurseforbrug fossile brændsler og grundstoffer omhandler brugen/udtømning af resurser fra Jorden. De fossile resurser dækker over brugen af resurser som kul, olie og gas, mens grundstofferne er alle grundstoffer med en begrænset forekomst, især metaller og næringsstoffer har indflydelse på denne kategori.

3.6 LCA-modellen EASETECH

Livscyklus-modelleringen er gennemført med modellen EASETECH (Clavreul et al., 2014), der er udviklet ved Danmarks Tekniske Universitet. Med udgangspunkt i en detaljeret kemisk sammensætning af materialefraktioner i affaldet beregnes vha. EASETECH masse-flow, resurseforbrug og emissioner fra affaldssystemer, som defineres af brugeren. EASETECH omfatter kildesortering, indsamling og transport af affald, materialeopbevaringsfaciliteter, forbrændingsanlæg, komposteringsanlæg, biogasanlæg, kombinerede biogas- og komposteringsanlæg, deponeringsanlæg, anvendelse af organisk affald i jordbruget, genanvendelse af materialer, energiudnyttelse samt materialeudnyttelse.

Modellen indeholder data for udvalgte anlæg og processer, men tillader også at specifikke anlæg opstilles og gemmes i modellen. Scenarier med flere strenge kan opstilles for et givet system startende med affaldsgenereringen og afsluttende med slutdisponeringen i et deponi, ved industriel materialeanvendelse, udspreddning på landbrugsjord, udnyttelse i energianlæg eller ved materialeudnyttelse. Hvor der sker materialeanvendelse, energiudnyttelse eller materialeudnyttelse, krediteres affaldssystemet for de resurse- og miljømæssige besparelser, der opnås ved, at den tilsvarende produktion baseret på jomfruelige materialer undgås. EASETECH indeholder databaser for en række centrale processer, for eksempel for transport, elektricitets- og varmefremstilling. Herudover kan data importeres fra kommercielle databaser.

3.7 Databehov

Beskrivelser af den fysiske sammensætning og materialefraktioner i det organiske affald blev fundet i to rapporter, hvor den ene blev lavet i forbindelse med indeværende projekt (Econet 2013, Witzenhansen 2009). Den kemiske sammensætning fra EASETECH er anvendt på de enkelte materialefraktioner (Riber et al. 2009). Det er i løbet af projektet tilstræbt at indsamle data på de specifikke anlæg, der er anvendt i projektet. Det har dog ikke kunnet lade sig gøre i alle tilfælde. Data er skaffet via spørgeskemaer, grønne regnskaber, samt personlig kontakt til virksomhederne. Hvor det ikke har været muligt at skaffe data, er der trukket på EASETECH's database, som indeholder en lang række processer til behandling af organisk affald.

3.8 Datagrundlag og datakvalitet

De indsamlede data blev, i det omfang det var muligt, holdt op mod oplysninger fundet i litteraturen samt DTU Miljø's generelle viden om affaldssystemer og på den måde yderligere kvalitetssikret. Data blev brugt til at modellere de enkelte behandlingsanlæg. For at opnå et mere kvantitativt udtryk for behandlingsanlæggenes kvalitet blev de udvalgte behandlingsanlæg tildelt en kvalitetsindikatorværdi i fem indikator kategorier, som det ses i Tabel 2. Indikator kategorierne med tilhørende forklaringer til de enkelte indikator kategorier findes i Frischknecht et al. (2007) og bygger oprindeligt på Weidema & Wesnæs (1996). Som det ses, dækker indikator kategorierne "troværdighed", "fuldstændighed" samt "tidsmæssig, geografisk og teknologisk overensstemmelse". Tildeling af indikatorværdi sker ved at sammenligne de anvendte behandlingsanlæg med behandlingsanlæg, som de bør være for at passe ind i miljøvurderingens scenarier. For eksempel er data for Borgstedt indsamlet ved hjælp af hjemmesiden for AWR, personlig kommunikation samt målte værdier for anlægget, og giver således indikatorværdien 1 i kategorien "troværdighed", som er den højst opnåelige score (1 er bedst, 5 er dårligst). Mht. "fuldstændighed" er der indsamlet data for alle input og output fra anlægget og tildeles således derfor også indikatorværdien 1.

Tabel 2 Datakvalitetsindikatorer.

Processer	Indikatorværdi*					
	Troværdighed	Fuldstændighed	Tidsmæssig overensstemmelse	Geografisk overensstemmelse	Yderligere teknisk overensstemmelse	Gennemsnit
Borgstedt	1	1	1	1	1	1
AIKAN	2	2	1	2	2	1,8
Gyllebaseret biogas	2	2	1	2	2	1,8
Oar kompostering	3	4	1	1	1	2
Vohnkahl kompostering	3	4	1	1	1	2
Sønderborg Kraftvarmeværk	1	1	1	1	1	1
Trekantsområdet Forbrændingsanlæg	1	1	1	1	1	1
Maabjergværket	3	3	1	1	1	1,8
Kiel Forbrænding	2	3	1	1	1	1,6
MBS Neumünster	1	2	1	1	1	1,2
MBT Lüneburg	4	5	1	1	1	2,4
Lüneburg landfill	4	5	1	1	1	2,4
U-o-L kompost	1	1	3	3	1	1,8
U-o-L digistat	1	1	3	3	1	1,8
Slagge til brug i veje	3	3	3	3	1	2,6
Langøya (flyveaske)	3	4	4	1	1	2,4
Saltminer (flyveaske)	3	4	4	1	1	2,4
Marginal elektricitet	1	1	1	1	1	1
Marginal varme biogasanlæg	1	1	1	1	1	1
Marginal varme Sønderborg Kraftvarmeværk	1	1	1	3	1	1,4
Marginal varme Trekantsområdet affaldsselskab	1	1	1	1	1	1
Marginal varme Maabjergværket	1	1	1	1	1	1
Marginal varme Kiel Forbrændingsanlæg	1	1	1	3	1	1,4

*I hver kategori scores processernes indikatorværdi på en skala fra 1 til 5, hvor 1 er bedst. Inddelingen i kategorier følger Weidema & Wesnæs (1996) med angivelse af krav til processerne for at opnå en bestemt indikatorværdi som beskrevet af Frischknecht et al. (2007).

3.9 Rapportformat, målgrupper og kritisk gennemgang af resultater

Rapporten beskriver en sammenlignende livscyklusvurdering. Rapporten følger så vidt muligt principperne i ISO 14040 standarderne uden dog at være udført i overensstemmelse med standarden i rigoristisk forstand. Rapportens målgruppe er i henhold til InterReg ansøgningen:

- fagligt personale i de tilknyttede kommunale og regionale forsynings- og affaldsselskaber samt tekniske forvaltninger.
- lokale, regionale og eventuelt nationale politikere.
- eksterne eksperter indenfor de forskellige fagspecifikke områder, der er beskrevet i arbejdspakkerne.
- offentligheden i den forstand, at der vil blive foretaget stikprøver af affaldsmængder hos private samt som generel information om ændringer af affaldshåndteringen.

En eventuel ekstern reviewproces er ikke fastlagt endnu.

3.10 Tidshorisont

Udgangspunktet for indsamlingsordninger og behandlingsanlæg er det eksisterende indsamlingsmateriel og behandlingsanlæg suppleret med nye barmarksanlæg i fremtidsscenarier (barmarksanlæg er ny opførte anlæg). Energidata til brug for modellering af affaldssystemet, bl.a. marginal el og varme, bygger på de reelle anlæg, der er koblet til systemet.

Data for sammensætningen af det organiske affald repræsenterer affald i årene 2009-2013. Sammensætningen af dette forventes ikke at ændre sig markant over år. Data for sammensætningen af det organiske affald vil være gældende for det affald, som i fremtiden skal behandles. Det vurderes, at de opstillede scenarier for organisk affald vil være gældende så længe, der ikke sker afgørende ændringer i udformning af teknologier og baggrundssystemer. Her tænkes specielt på overgang til et fossilt frit energisystem, som vil ændre energisubstitutionen for forbrænding og biogas radikalt.

Den benyttede LCA-metode integrerer samtlige miljøpåvirkninger inklusiv drivhuseffekt over de første 100 år; dette er den tidsperiode, som LCIA-metoder anvendt i miljøvurderinger af affaldssystemer normalt dækker (Gentil et al., 2010).

4 System- og teknologibeskrivelser

Først beskrives områdets demografi. Dette punkt er medtaget, da befolkningens størrelse i de forskellige kommuner og befolkningstæthed og fordeling af befolkningen på boligformer, har betydning for modellering af affaldssystemet. Der gives derefter en oversigt over de scenarier, der er blevet modelleret, dvs. basis scenariet, som beskriver det nuværende affaldssystem, og fire fremtidsscenarier, som beskriver forskellige mulige behandlingsløsninger for det organiske affald. De væsentligste forskelle mellem scenarierne beskrives, og rationalet bag udformningen af fremtidsscenarierne diskuteres. Derefter følger en detaljeret beskrivelse af grænseområdets affaldssystem inklusiv affaldssammensætning og affaldsmængder, indsamlingssystemer, transport samt de involverede behandlingsanlæg. Behandlingsanlæggenes indretning og teknologiske udformning beskrives i generelle vendinger med angivelse af de vigtigste parametre bl.a. kapacitet og type af energiproduktion, idet fuldstændige livscyklusopgørelser (LCI) for behandlingsanlæggene med alle deres emissioner, energi- og resurseforbrug samt energiproduktion findes i Bilag 1.

Senere i kapitlet er der en beskrivelse af de forskellige energiproducerende anlægs varmeproduktion med fokus på at identificere den marginale varmeproduktion, disse anlæg substituerer, og der er desuden en beskrivelse af den marginale elproduktion, som anlæggene substituerer. Kapitlet afsluttes med en beskrivelse af håndtering af restprodukter fra forbrændingsanlæggene samt brug af kompost/digestat på landbrugsjord.

Figur 2 viser et kort over grænseregionen med angivelse af de kommuner og behandlingsanlæg, der er omfattet af projektet.



Figur 2 Kort over den dansk/tyske grænseregion. Kommuner, som deltager i projektet, er markeret med blå. Deltagende affaldsselskaber (grønt for projektpartnere, gult for netværkspartnere) og behandlingsanlæggenes beliggenhed er ligeledes angivet (rødt).

4.1 Beskrivelse af grænseregionens demografi

Det dansk/tyske grænseområde dækker i indeværende rapport over Sønderborg, Åbenrå, Haderslev, Tønder, Rendsburg-Eckernförde, Schleswig-Flensburg og Flensburg kommuner, som er de kommuner, der deltog i projektet. Kommunerne dækker et område på 7.650 km² og har i alt 349.000 husstande. Der bor i alt 755.000 indbyggere i området. I Tabel 3 nedenfor ses et overblik over de enkelte kommuners totale areal, antal beboere og husstande, samt befolkningstæthed.

Tabel 3 Størrelse af grænseområdet via areal, antal husstande og personer, samt befolkningstæthed.

Område	Areal (km ²)	Antal husstande	Befolkning	Befolkningstæthed (personer/km ²)
Haderslev kommune	702	25.990	56.000	80
Sønderborg kommune	496	35.764	76.000	153
Åbenrå kommune	942	27.294	60.000	64
Tønder kommune	1.184	17.883	38.000	32
Rendsburg-Eckernförde kommune	2.170	130.000	273.000	126
Schleswig-Flensburg kommune	2.100	60.500	163.000	78
Flensburg kommune	56	52.000	89.000	1.589
Total/ gennemsnit	7.650	349.431	755.000	99

Ud fra Tabel 3 ses det, at befolkningstætheden i kommunerne i grænseområdet ligger mellem 32 og 153 personer/km² undtagen i Flensburg kommune, som har over 1.500 personer/km², hvilket er en typisk forskel mellem land- og byzone. Der er således en tendens til, at den største del af befolkningen er samlet centralt mod øst samt syd, hvilket kan have betydning i forhold til placering af et evt. nyt anlæg.

Yderligere ses husstandsfordelingen for de danske områder i Tabel 4.

Tabel 4 Husstandsfordeling, det danske område, 2013

Husstandsfordeling 2013 ²	Total				Procent			
	Haderslev	Sønderborg	Aabenraa	Tønder	Haderslev	Sønderborg	Aabenraa	Tønder
Parcel/Stuehuse	14.805	19.577	17.158	12.600	57,0	54,7	62,9	70,5
Række-, kæde- og dobbelthuse	3.575	5.904	4.287	2.581	13,8	16,5	15,7	14,4
Etageboliger	7.247	9.280	5.412	2.320	27,9	25,9	19,8	13,0
Kollegier	142	854	161	93	0,5	2,4	0,6	0,5
Døgninstitutioner	12	12	13	63	0,0	0,0	0,0	0,4
Fritidshuse	120	86	20	36	0,5	0,2	0,1	0,2
Andet	89	51	243	190	0,3	0,1	0,9	1,1
Total	25.990	35.764	27.294	17.883	100	100	100	100

² Tallene bygger på oplysninger fra www.statistikbanken.dk

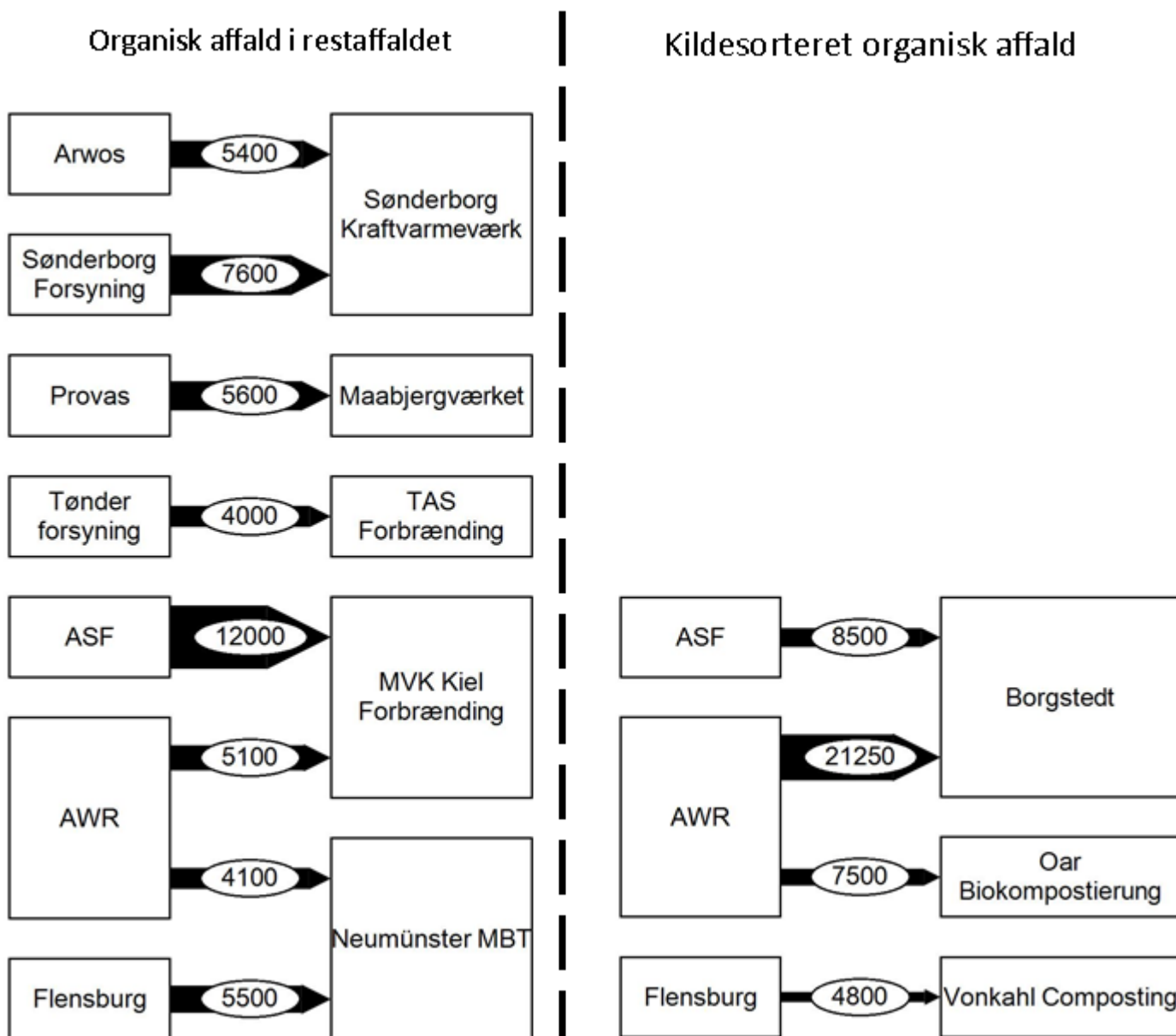
Det ses, at enfamiliehuse er den dominerende boligform, som udgør mellem 54 og 70 % af boligmassen i de danske grænsekommuner. Kendskab til husstandsfordelingen anvendes ved modellering af affaldsstrømme i området, idet den sammenholdes med fordelingen af den samlede mængde affald oplyst per år for de enkelte affaldsselskaber og med affaldsanalysen foretaget af Econet og DTU Miljø. Husstandsfordelingen er vigtig i forhold til den udsorteringsprocent, man kan forvente hos borgeren, som er højere hos beboere i parcelhuse end i etageboliger. For den tyske del af grænseregionen er demografien mindre vigtig, idet de affaldsanalyser der er lavet ikke er opdelt på husstandstyper, men på beholdertype (se afsnit 4.3).

4.2 Scenarier

De modellerede systemer baseres som udgangspunkt på det nuværende affaldssystem, som ændres i de ønskede retninger med øget kildesortering af det organiske affald fra husholdningsaffaldet. Grænseregionen er karakteriseret ved, at de danske kommuner på nuværende tidspunkt ikke har implementeret kildesortering af organisk affald fra husholdninger, mens dette er en udbredt aktivitet i det tyske grænseområde. Relevante behandlingsteknologier, hvilket vil sige behandlingsanlæg, som ikke er på et forsøgsstadium, men som er gennemprøvet og funktionsdygtige anvendes i fremtidsscenarierne. De valgte scenarier repræsenterer således et basisscenario samt en række scenarier med ændret behandling af det organiske affald. Fremtidsscenarier er konstrueret med henblik på at implementere/udbygge kildesortering og separat behandling af det organiske affald ved anvendelse af forskellige biologiske behandlingsteknologier.

Scenarie 1 afspejler situationen, som den er i dag i det dansk/tyske grænseområde, hvor de danske kommuner sender alt organisk affald til forbrænding som en del af dagrenovationen (restaffaldet), mens de tyske kommuner til stor del udsorterer det organiske affald fra husholdningsaffaldet og anvender en række anlæg til biologisk behandling. Det drejer sig om kombinerede biogas- og komposteringsanlæg. Restaffaldet behandles til dels vha. mekaniske og biologiske behandlingsanlæg (MBT) og til dels forbrænding.

På Figur 3 ses strømmene af kildesorteret organisk dagrenovation, som i basisscenariet (den nuværende situation) kun omfatter tyske kommuner og affaldsselskaber. Den samlede mængde organisk husholdningsaffald, som håndteres i grænseregionen, findes således ved at summere mængderne i venstre og højre del af figuren. Den andrager 49.300 ton i restaffaldet og 42.050 ton kildesorteret i alt 91.350 ton organisk husholdningsaffald per år. Det skal her understreges, at mængderne i restaffaldet ikke bygger på direkte målinger, men er baseret på affaldsanalyser udført på stikprøver af affaldet (se afsnit 4.3 nedenfor) i modsætning til mængderne af kildesorteret organisk affald, som er indvejet direkte på behandlingsanlæggene.



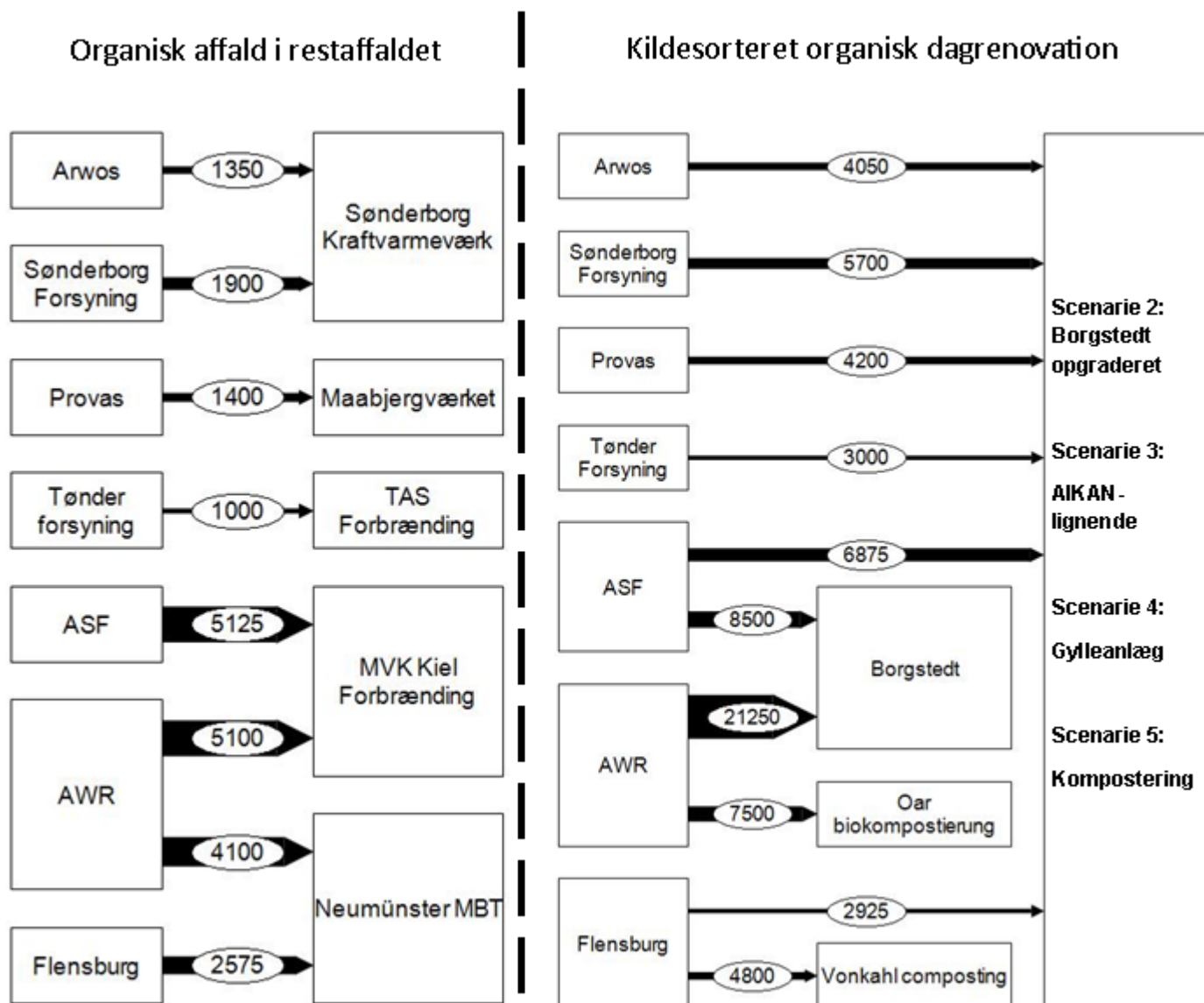
Figur 3 viser affaldsstrømme (tons) i scenarie 1, som er basisscenariet, der repræsenterer den nuværende affaldshåndtering i grænseregionen. Figuren er delt op i to dele af en stiplede linje, som til venstre repræsenterer strømmene af den organiske del af husholdningsaffaldet, som indgår som en del af restaffaldet, dvs. der er ikke implementeret kildesortering, eller der er tale om den del af det organiske affald, der er tilbage i restaffaldet efter kildesortering. Til højre for den stiplede linje ses det kildesorterede organisk affald. Affaldsstrømmene er opgjort for hvert affaldsselskab, som opererer i de kommuner, der indgår i projektet. For hver strøm er angivet hvilket behandlingsanlæg, der modtager affaldet. Pilenes tykkelser er proportionale med affaldsstrømmenes størrelse.

Scenarie 2, 3, 4 & 5 er vist på Figur 4 og afspejler fremtidsscenarier med indførsel af kildesortering af den organiske del af dagrenovationen i den danske region samt en øget effektivitet og udbredelse af allerede eksisterende kildesorteringsordninger i den tyske del af grænseregionen. Alle fremtidsscenarier har samme udsorteringsgrad, men med forskellige biologiske behandlingsteknologier til det ekstra udsorterede mængde

affald i forhold til scenarie 1. Ved hjælp af Tabel 6 kan sorteringseffektiviteterne i basisscenariet (den nuværende situation) og fremtidsscenarierne sammenlignes. Sorteringseffektiviteten defineres som den (målte) udsorterede mængde divideret med affaldspotentialt (som bygger på opskalering af affaldsanalyser). I basisscenariet er sorteringseffektiviteten for den organiske del af dagrenovationen i den danske del af grænseregionen per definition 0 %, da der ikke forekommer kildesortering af denne fraktion. I den tyske del af grænseregionen kan den samlede sorteringseffektivitet for den organiske del af dagrenovationen beregnes til 61 %. I fremtidsscenarierne er der antaget en sorteringseffektivitet på samme niveau som AWR (75 %), dermed øges AWR's udsortering ikke i fremtidsscenarierne. Konsekvenser af en forøget kildesorteringseffektivitet bliver undersøgt vha. en følsomhedsanalyse (se kapitel 6 Følsomhedsanalyser).

Forskellene imellem de enkelte fremtidsscenarierne er således ikke relateret til affaldsmængder, men skyldes de biologiske behandlingsteknologier, som implementeres i scenarierne. Det er i samarbejde med projektpartnerne valgt at modellere to kombinerede biogas- og komposteringsanlæg eksemplificeret ved Borgstedt-anlægget og et AIKAN-lignende anlæg, et gyllebaseret biogasanlæg, der supplerer dette substrat med kildesorteret organisk dagrenovation, samt et højteknologisk komposteringsanlæg, hvor komposteringen foregår under tag med biofilter.

I scenarie 2 føres det organiske affald fra den danske grænseregion samt det ekstra udsorterede organiske affald (inklusive det allerede udsorterede organiske affald der går til Borgstedt-anlægget) fra den tyske grænseregion til et Borgstedt-lignende kombineret biogas- og komposteringsanlæg. Anlægget modelleres som et opgraderet Borgstedt-anlæg, hvor biogas produktionen er hævet fra 33 til 43 m³ CH₄/ton indkommende organisk affald, samt en reduktion af ammoniak udledningen på 25 %. Modelleringen af Borgstedt-anlægget i scenarie 1, som betegner den nuværende situation, påvirkes af anlæggets kapacitetsproblemer, som resulterer i, at en del af det modtagne affald ikke gennemgår den anaerobe udrådningsproces. Herved bliver anlæggets biogasproduktion mindre per ton modtaget affald. På lignende vis bliver ammoniakfordampningen større per ton modtaget affald, da en del af affaldet ikke gennemgår den anaerobefase og dermed har mindre nedbrydningstid med opsamling af gas. I fremtidsscenariet antages det, at anlæggets kapacitet er tilstrækkelig til at behandle hele affaldsmængden, hvorved biogasproduktionen stiger og ammoniakfordampningen falder per ton affald i forhold til det oprindelige anlæg modelleret i scenarie 1.



Figur 4 Affaldsstrømme (tons) i scenarie 2 til 5, til venstre for den stiplede linje ses det organisk affald i restaffaldet, og til højre det kildesorterede organiske affald. Affaldsmængder og udsortering af organisk affald er den samme i alle fremtidsscenarier, men der modelleres 4 forskellige biologiske behandlingsanlæg som angivet i søjlen yderst til højre. Pilenes tykkelser er proportionale med affaldsstrømmenes størrelse.

I scenarie 3 sendes den ekstra mængde udsorterede organiske affald til et AIKAN-lignende anlæg med forudgående forbehandling. Forbehandlingen sker med skruepresse for at fjerne urenheder fra kildesorteringen. I forbindelse med forbehandlingen tabes 20 % af det organiske affald, som går sammen med det øvrige rejekt til forbrænding. AIKAN-anlægget producerer 55 m³ CH₄/ton forbehandlet organisk affald (Miljøprojekt 1458, 2013). Under hensyn til tabet af organisk materiale ved forbehandlingen svarer det til 44 m³ CH₄/ton modtaget affald.

I scenarie 4 sendes den ekstra mængde udsorterede organiske affald til samforgasning på et gylle-baseret biogasanlæg (Miljøstyrelsen, 2013) med forudgående forbehandling. Forbehandlingen af det organiske affald sker med Ecogi-teknologien (Naroznova et al., 2013), der både fjerner urenheder samt fremstiller en pulp af det organiske materiale, dvs. en pumpbar masse med et tørstofindhold på ca. 15 %. I forbindelse med dette tabes ca. 5 % af det organiske affald, der sammen med det øvrige rejekt sendes til forbrænding. Det gylle-baserede anlæg producerer 65 m³ CH₄/ton forbehandlet organisk affald.

I scenarie 5 sendes den ekstra mængde udsorterede organiske affald til et lukket kanalkomposteringsanlæg. Anlægget komposterer det organiske affald og fremstiller kompost, men har i modsætning til biogasanlæggene ingen biogasproduktion, og har derfor ikke noget energiproduktion.

Tabel 5 nedenfor giver et samlet overblik over væsentlige forskelle mellem de valgte scenarier

Tabel 5 Overblik over væsentlige forskelle mellem scenarier

Scenarie nr.	1	2	3	4	5
Affaldsstrømme	Basisscenarie, dvs. udsortering af organisk affald i den tyske region, men ikke i den danske	Fremtidsscenarier med udsortering af organisk affald i den danske region og forbedret udsortering i den tyske.			
Teknologi	Borgstedt – kombineret biogas- og komposteringsanlæg	Borgstedt-lignende opgraderet kombineret biogas- og komposteringsanlæg	AIKAN-lignende kombineret biogas- og komposteringsanlæg	Gyllebaseret biogasfællesanlæg	Lukket tunnelkomposteringsanlæg
Forbehandling af organisk affald	Nej	Nej	Skruepresse	Ecogi	Nej
Gødningsprodukt	Kompost	Kompost	Kompost	Digestat	Kompost

Som yderligere opsamling på forskelle mellem scenarier er der i tabel 6 vist affaldsgenerering, affaldsstrømme, sorteringseffektiviteter ved husstandene samt den resulterende genanvendelsesprocent ved indregning af tab af organisk materiale på behandlingsanlæggene. Det gøres opmærksom på, at et eventuelt tab af organisk materiale ved forbehandling på et behandlingsanlæg ikke indgår i den officielle beregning af genanvendelsesprocent, men det er inkluderet her, da det indgår i datagrundlaget for modelleringen af affaldssystemet i EASETECH. Det ses af tabellen, at mængden af organisk husholdningsaffald, som genereres per indbygger per år tilsyneladende er større i det tyske grænseområde end i det danske. Som oplyst af de tyske projektpartnere skyldes det sandsynligvis, at beboerne afleverer en vis mængde haveaffald i biospandene, der benyttes til indsamling, og det er således ikke nødvendigvis et udtryk for, at genereringen af madaffald er større i Tyskland (mængden af haveaffald varierer meget i forhold til sæsonen).

Det ses, at de allerede eksisterende kildesorteringsordninger i Tyskland udviser relativ stor forskel i sorteringseffektiviteter, fra 41 % i ASF's opland til 76 % i AWR's opland. Det skyldes til dels, at der er tale om gennemsnitstal for områderne, hvor affaldet fra samtlige beboere indgår i beregningen, uanset om der er tilknyttet en kildesorteringsordning i lokalområdet. I fremtidsscenarierne benyttes en kildesorteringseffektivitet som svarer til AWR's i basis scenariet (75 %).

Tabel 6 Affaldsgenerering, affaldsstrømme, sorteringseffektiviteter ved husstandene samt den resulterende genanvendelsesprocent ved indregning af tab af organisk materiale på behandlingsanlæggene.

Scenarie 1 (basisscenarie)	Organisk affald i restaffald [ton/år]	Kildesorteret organisk affald [ton/år]	Indbyggere	¹ Organisk affald per indbygger [kg/indb./år]	² Kildesorteret ved husstandene og sendt til genanvendelse [%]	Faktisk genanvendt ved indregning af tab på behandlingsanlæg [%]
Arwos	5.400		60.000	90	0	0
Sønderborg Forsyning	7.600		76.000	100	0	0
Provas	5.600		56.000	100	0	0
Tønder Forsyning	4.000		39.000	103	0	0
ASF	12.000	8.500	163.000	126	41	41
AWR	9.200	28.750	273.000	139	76	76
Flensburg	5.500	4.800	89.000	116	47	47

Scenarie 2, 3, 4 & 5 (fremtidsscenarier)	Organisk affald i restaffald [ton/år]	Kildesorteret organisk affald [ton/år]	Indbyggere [#]	Organisk affald per indbygger [kg/indb.]	Kildesorteret ved husstandene og sendt til genanvendelse [%]	Faktisk genanvendt ved indregning af tab på behandlingsanlæg [%]
Arwos	1.350	4.050	60.000	90	75	60 – 75
Sønderborg Forsyning	1.900	5.700	76.000	100	75	60 – 75
Provas	1.400	4.200	56.000	100	75	60 – 75
Tønder Forsyning	1.000	3.000	39.000	103	75	60 – 75
ASF	5.125	15.375	163.000	126	75	68 – 75
AWR	9.200	28.750	273.000	132	76	76
Flensburg	2.575	7.725	89.000	116	75	69 – 75

¹Beregnet ud fra kolonne 2 og 4

²beregnet ud fra kolonne 2 og 3

Dvs. at udsorteringen i den danske del hæves fra 0 % til 75 %, og hos ASF Flensburg fra henholdsvis 41 % og 47 % til 75 %, mens AWR forbliver på 76 %. På grund af forbehandling af affaldet på de forskellige biologiske behandlingsanlæg vil der være et tab af organisk affald, som ikke undergår biologisk behandling, men

returneret til forbrændingsanlæg og behandles sammen med restaffaldet. Som det ses af Tabel 6, bringer disse tab den faktiske genanvendelse ned med op til 15 procentpoint.

4.3 Affaldsmængder og –sammensætninger

Både den danske og tyske del har fået foretaget affaldssammensætningsanalyser, men der er forskellig tradition for, hvordan en sådan analyse udføres landene i mellem. I Danmark foregår analysen som regel ved direkte håndsortering, mens den i Tyskland udføres vha. tromlesigter med efterfølgende håndsortering.

I foråret 2013 fik Arwos, Provas og Sønderborg Forsyning foretaget en affaldsundersøgelse (Econet, 2013), som blev udført af Econet med hjælp fra DTU Miljø. Affaldsundersøgelsen skulle kortlægge sammensætningen af restaffaldet samt give et indtryk af sammensætningen i DuoFlex beholderen. Det primære resultat fra undersøgelsen, som kan benyttes i dette projekt, er indholdet af organisk affald i restaffaldet. Affaldsmængderne i restaffaldet fra den danske grænseregion som præsenteret på Figur 4 i afsnit 4.2 er baseret på denne affaldsundersøgelse. Restaffaldet blev indsamlet fra 11 forskellige områder hvert bestående af mellem 94 og 333 husstande, i tillæg til dette blev DuoFlex beholderne fra tre områder i Aabenraa undersøgt for, om denne skulle indeholde organisk affald som følge af fejlsortering. De følgende tabeller og værdier er kopieret eller adopteret fra rapporten udført af Econet.

Tabel 7 Affaldssammensætning for Haderslev, Sønderborg og Åbenrå (modificeret fra Econet (2013)). For Haderslev blev der undersøgt to forskellige parcelhusområder med forskellig demografi, og for Åbenrå blev der undersøgt to forskellige etageboligområder med forskellig affaldssystem (molok og container).

	Haderslev				Sønderborg			Åbenrå		
[kg/husstand/uge]	Parcel	Parcel	Række	Etage	Parcel	Række	Etage	Parcel	Etage	Etage
Madspild og madaffald	4,93	3,88	3,28	3,27	4,62	3,07	1,85	3,45	2,27	2,14
Haveaffald mv.	0,26	0,2	0,31	0,23	0,35	0,24	0,25	0,42	0,31	0,08
Kattegrus	0,11	0,05	0,31	0,06	0	0,32	0,36	0,06	0,15	0,1
Køkkenrullepapir mv.	0,42	0,44	0,19	0,35	0,42	0,32	0,17	0,31	0,21	0,2
Andre fraktioner	5,69	3,74	2,96	6,03	4,81	2,88	2,49	3,49	2,84	2,52
Total	11,41	8,31	7,05	9,94	10,2	6,83	5,12	7,73	5,78	5,04

[%]	Parcel	Parcel	Række	Etage	Parcel	Række	Etage	Parcel	Etage	Etage
Madspild og madaffald	43,2	46,7	46,5	32,9	45,3	44,9	36,1	44,6	39,3	42,5
Haveaffald mv.	2,3	2,4	4,4	2,3	3,4	3,5	4,9	5,4	5,4	1,6
Kattegrus	1,0	0,6	4,4	0,6	0,0	4,7	7,0	0,8	2,6	2,0
Køkkenrullepapir mv.	3,7	5,3	2,7	3,5	4,1	4,7	3,3	4,0	3,6	4,0
Andre fraktioner	49,9	45,0	42,0	60,7	47,2	42,2	48,6	45,1	49,1	50,0
Total	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100

For at tjekke affaldsundersøgelsens validitet kan restaffaldsmængderne beregnet på grundlag af affaldsundersøgelsen sammenlignes med restaffaldsmængderne, som sendes til de respektive forbrændingsanlæg. Disse tal bør stemme nogenlunde overens, hvis affaldsundersøgelsen skal benyttes til at

opskalere affaldsmængder, herunder organisk affaldspotentialer, til hele regionen. Sammenligningen kan udføres ved hjælp af mængden per husstand per uge fra Tabel 7 og antallet af husholdninger fra Tabel 4, således at man opskalerer mængderne til tons/år, og sammenholder det med mængden af restaffald, der sendes til forbrændingsanlæg (Tabel 8).

Udregningsmetoden er lige til, mængden/husstandstype/uge ganges med antallet af den givne husstandstype og ganges med 365/7. Kollegier, døgninstitutioner, fritidshuse og andre husstandstyper udelades. For Haderslev tages et gennemsnit af de to parcelhus område målt i affaldsanalysen, mens det i Åbenrå antages at rækkehuse har en affaldssammensætning der svarer til etageboliger.

Tabel 8 Sammenligning af beregning af restaffaldsmængder i det danske grænseområde.

	Haderslev			Sønderborg			Åbenrå	
	Parcel	Række	Etage	Parcel	Række	Etage	Parcel	Etage
[kg/husstand/uge]	9,86	7,05	9,94	10,2	6,83	5,12	7,73	5,41
Antal husstande	14.805	3.575	7.247	19.577	5.904	9.280	17.158	9.699
Affaldsmængde [tons/år]	7.612	1.314	3.756	10.412	2.102	2.477	6.915	2.736
Total [tons/år]	12.682			14.992			9.652	
Indberettet til forbrænding [tons/år]	13.171			18.000			12.965	
%-forskel	3,71			16,71			25,55	

Der kan ses en forskel på 25 % mellem den faktiske målte mængde af restaffald i Åbenrå og mængden af restaffald, der fås ved at opskalere tallene fra affaldsundersøgelsen. På den anden side stemmer mængderne fra Haderslev overordentligt overens med en forskel på mindre end 4 %. Alt i alt synes affaldsundersøgelse at stemme relativt god overens med de målte mængder, således at affaldsundersøgelsen kan benyttes til modellering af affaldssystemet. Det bør dog tages i betragtning ved fortolkning af rapportens resultater, at der kan være en vis usikkerhed forbundet med modellering af affaldsmængder og fordeling af affaldsfraktioner i systemet. I modelleringen bliver den procentvise fordeling af materialefraktioner i affaldssammensætningen anvendt sammen med den samlede indberettede mængde af affald til forbrænding.

Tønder Forsyning har fået udført en affaldsundersøgelse i 2012 – 2013 af Teknologisk Institut (Teknologisk Institut, 2013). Resultatet af denne er vist i Tabel 9.

Tabel 9 Affaldssammensætning for Tønder (modificeret fra Teknologisk Institut (2013)).

Fraktion [Opgjort i kg/husstand/uge]	Parcel	Parcel	Blandet bolig/erhverv	Ferieboliger med egen	Ferieboliger med fælles
Diverse brændbart	3,82	4,48	12,63	5,01	4,32
Organisk affald	2,96	3,69	9,05	3,29	2,81
Tetrapakemballage	0	0,27	0,54	0,42	0,22
Genanvendelige materialer	0,28	0,40	4,16	3,16	2,92
Øvrigt affald	0,13	0,03	6,04	0,88	0,43
Total	7,18	8,93	32,42	12,62	10,80

Fraktion [%]	Parcel	Parcel	Blandet bolig/erhverv	Ferieboliger med egen	Ferieboliger med fælles
Diverse brændbart	53	50	39	40	40
Organisk affald	41	41	28	26	26
Tetrapakemballage	0	3	2	3	2
Genanvendelige materialer	4	5	13	25	27
Øvrigt affald	2	1	19	7	4
Total	100	100	100	100	100

Affaldssammensætningerne dækker over et bredere spænd af boligtyper, end der anvendes i dette projekt, og af de overstående tabel anvendes den gennemsnitlige procentuelle værdi for organisk affald i restaffaldet for parcelhuse, 41 %. Værdien anvendes i modelleringen sammen med den årlige mængde affald sendt til forbrænding.

I den tyske del har AWR fået udført en affaldsundersøgelse i 2009 af Witzenhausen-Institut für Abfall, Umwelt und Energie GmbH. Undersøgelsen har fokuseret på forskellen mellem affaldssammensætningerne i restaffaldet for indbyggere, der anvender hjemmekompostering, og indbyggere der ikke gør. Restaffaldssammensætning kan ses i Tabel 10.

Tabel 10 Affaldssammensætning for AWR (modificeret fra Witzenhaus (2009)).

Fraktion [kg/indb./uge]	Bioaffaldsbeholder	Hjemmekompostering	Total
Køkkenaffald	0,77	0,70	0,73
Haveaffald	0,20	0,13	0,17
Organisk 10-40 mm	0,32	0,25	0,29
Organisk < 10 mm	0,20	0,13	0,17
Andet	1,73	1,22	1,47
Total	3,22	2,43	2,83

Fraktion [%]	Bioaffaldsbeholder	Hjemmekompostering	Total
Køkkenaffald	23,2	27,8	25,5
Haveaffald	6,4	5,7	6,05
Organisk 10-40 mm	8,6	10,3	9,45
Organisk < 10 mm	3,7	6,1	4,9
Andet	58,1	50,1	54,1
Total	100	100	100

I modelleringen anvendes den samlede mængde organisk affald i restaffaldet, som beregnes ud fra den procentvise fordeling og mængden af restaffald. Samme udregning udføres for ASF og Flensburg, med anvendelse af affaldssammensætningen fra AWR.

4.4 Indsamling og transport

Affaldsindsamling i grænseregionen udføres med lang række systemer med forskellige beholdertype og størrelse samt skraldebilstyper. En fuldstændig beskrivelse af de lokale indsamlingssystemer inklusiv målinger af dieselforbrug og emissioner ved indsamling og transport af affald er derfor en omfattende opgave. Det vurderes, at indsamling og transport har relativt lille betydning for miljøvurderingens samlede resultater. Dette støttes af projekter udført af DTU Miljø (f.eks. Miljøstyrelsen, 2013), som viser, at de potentielle miljøpåvirkninger ved affaldsindsamling og transport er af relativt mindre betydning end potentielle miljøpåvirkninger forbundet med drift af behandlingsanlæg og ikke mindst miljøbesparelser ved affaldssystemets substitution af fossil energi. Det blev derfor valgt at benytte data, som beskriver dieselforbrug og emissioner forbundet med typiske danske indsamlingssystemer, men som ikke er direkte relateret til grænseområdet. Det gøres desuden opmærksom på, at indsamling og transport antages at foregår med dieseldrevne lastbiler; der er således ikke taget hensyn til eventuel indførsel af el-biler i affaldssystemet.

Affaldsindsamling defineres, som fasen fra den første affaldsbeholder tømmes i indsamlingsbilen til bilen er fuldstøt. Transport fra holdeplads til stedet, hvor indsamlingen begynder, samt transport til behandlingsanlæg er ikke inkluderet i dieselforbrug ved indsamling. Dieselforbruget måles i liter per ton affald (våd vægt), dvs. afstanden indgår ikke i beregningen af dieselforbruget til indsamling. Dette skyldes, at den kørte afstand til stor del er en funktion af boligtype og affaldsfraktion. Når man kender boligtype og hvilken affaldsfraktion, der er tale om, vil indsamlingsbilens kørestrækning være meget ens for geografisk forskelligt placerede ruter. DTU Miljø har fremskaffet sådanne data for forskellige boligtyper og affaldsfraktioner, der bl.a. bygger på konkrete målinger af dieselforbrug ved affaldsindsamling og transport i Århusområdet. Disse data kan således benyttes som generelt repræsentative for affaldsindsamlinger af de samme affaldsfraktioner fra tilsvarende boligtyper i Danmark og lande med sammenlignelig udformning af affaldssystemet, f.eks. Tyskland.

Der benyttes to forskellige dataset fra EASETECH til at modellere affaldsindsamling i nærværende projekt, som indbefatter hhv. indsamling af restaffald fra enfamiliehuse og etageboliger. Begge indsamlinger foregår med en 10 ton indsamlingsbil, som kører efter Euro VI-normen. En detaljeret opførelse af dieselforbrug og emissioner

kan ses i Bilag 1. Da datagrundlaget for dieselforbrug ved indsamling af organisk affald fra husholdninger er begrænset, benyttes data for restaffaldsindsamling (som er meget velunderbyggede) også for indsamling af organisk affald. Dette medfører en underestimering af dieselforbruget, da indsamling af organisk affald typisk vil medføre større diselforbrug hovedsagelig pga. flere stop per ton indsamlet affald, da det organiske affald udgør en mindre del af det samlede affald end restaffaldet.

Affaldstransport defineres som fasen fra indsamlingen er slut, dvs. at indsamlingsbilen har foretaget sit sidste stop på indsamlingsruten, til affaldet når det første behandlingsanlæg. Det kan således være den samme lastbil, som foretaget indsamling og transport, men de to faser af behandlingssystemet modelleres i EASETECH i to forskellige moduler. Ved indsamling angives diselforbruget som nævnt i liter per ton affald, som er afhængig af affaldsfraktion og boligtyper. Ved transport er det derimod transportafstanden, der er bestemmende for dieselforbruget, og kun i mindre grad boligtypen. Affaldstypen har dog ligeledes indflydelse på dieselforbruget, da det har indflydelse på komprimeringsgraden, og derved lastbilens samlede lastevne. Transport modelleres derfor i EASETECH som dieselforbrug per ton km med anvendelse af en lastbiltype, der er relevant for det pågældende affald. Som for indsamlingen benyttes to dataset for hhv. transport af restaffald fra enfamiliehuse og etageboliger. Transport foregår i begge tilfælde med en 10 ton indsamlingsbil, som kører efter Euro VI-normen. En detaljeret opførelse af diselforbrug og emissioner kan ses i Bilag 1.

Transporten (fra indsamlingen er færdig og til ankomst til behandlingsanlægget) er modelleret som distancen fra den største by i hvert område til behandlingsanlægget. Hvor behandlingsanlægget og byen ligger i tæt tilknytning, er en afstand på 10 km antaget; dette gælder for Sønderborg Forsyning (Sønderborg Kraftvarmeværk) og AWR (Borgstedt). Afstandene kan ses i Tabel 11.

Tabel 11 Transportdistancer efter indsamling og til behandlingsanlæg.

Endt indsamling hos:	Behandlingsanlæg	Distance [km]
Sønderborg	Sønderborg Kraftvarmeværk	10
Aabenraa	Sønderborg Kraftvarmeværk	35
Haderslev	Maabjergværket	172
Tønder	TAS	88
AWR – rest	MBT Neumünster	52
	MVK Kiel	37
AWR – organisk	Borgstedt	10
	Oar	51
ASF – rest	MVK Kiel	62
ASF – organisk	Borgstedt	33
Flensburg – rest	MBT Neumünster	105
Flensburg – organisk	Vornkahl	350

I fremtidsscenarierne antages det, at et centralbeliggende anlæg vil ligge ved Schleswig, og transportdistancerne her til er vist i Tabel 12. Et centralt beliggende anlæg ved Schleswig er valgt rent

geografisk uden forbehold for lovgivning og muligheder for praktisk placering, men er blot valgt som demonstration.

Tabel 12 Transportdistancer efter indsamling og til behandlingsanlæg i fremtidsscenarierne.

Afsætning - fremtid	Modtager	Distance [km]
Sønderborg	Schleswig	86
Aabenraa	Schleswig	70
Haderslev	Schleswig	96
Tønder	Schleswig	78
AWR	Schleswig	34
ASF	Schleswig	10
Flensburg	Schleswig	42

4.5 Behandlingssystemer

Dette afsnit beskriver, hvilke behandlingsanlæg affaldsselskaberne på nuværende tidspunkt anvender til behandling af kildesorteret organisk dagrenovation samt den organiske del af restaffaldet. Ud over de nuværende anlæg er der beskrevet et antal anlæg, som benyttes i fremtidsscenarierne. De fremtidige behandlingsanlæg bygger på data fra allerede eksisterende anlæg uden for grænseregionen med enkelte opgraderinger, så anlæggene kører optimalt. For samtlige anlæg er der fundet detaljerede teknisk data til brug for modelleringen i livscyklusvurderingen. Tabel 13 viser en oversigt over de forskellige anvendte behandlingsanlæg, og efterfølgende beskrives hvert anlæg. Alle behandlingsteknologierne er afprøvede og veldokumenterede i modsætning til f.eks. forsøgs/pilotanlæg.

Tabel 13 Oversigt over behandlingsanlæg, der anvendes af affaldsselskaberne.

Navn	Type	Fraktioner behandlet
Borgstedt	Kombineret anaerob og kompostering	Kildesorteret organisk
Oar Biokompostierung		
AIKAN-lignende (kun fremtidsscenarierne)		
Gyllebaseret biogasanlæg (kun fremtidsscenarierne)		
Lukket kanalkompostering (kun fremtidsscenarierne)	Kompostering	
Sønderborg Kraftvarmeværk	Forbrænding	Organisk dagrenovation i restaffaldet
Trekantsområdets affaldsselskab (TAS)		
Maabjergværket		
Kiel Forbrænding		
Stadtwerke Neumünster mekanisk og biologisk behandling (SWN MBB)	Mekanisk og biologisk behandling (MBB)	
MBT Lüneburg		Restfraktion fra SWN MBB
Lüneburg losseplads	Losseplads	Restfraktion fra MBT Lüneburg

4.5.1 Borgstedt Bioaffaldbehandlingsanlæg (BBA)

Borgstedt BBA er et kombineret biogas- og komposteringsanlæg. Anlægget håndterer årligt 45.000 tons (2014) kildesorteret organisk husholdningsaffald. Produktionen var i 2012 23.400 GJ varme og 5.000 MWh elektricitet.

Anlægget har 10 reaktorer til anaerob nedbrydning af det organiske affald. Opholdstiden i reaktorerne er mellem 4 og 6 uger. I reaktorerne udvikles der metan, som indsamles og forbrændes i anlæggets biogasmotor, og der produceres derved elektricitet og varme. Efter den anaerobe nedbrydning overføres rådneresten til 7 komposteringshaller, hvor det blandes med frisk kildesorteret organisk affald i forholdet 60:40 og komposteres. Dette arrangement skyldes mangel på kapacitet i reaktorerne, hvilket gør det nødvendigt at lade en del af det indkomne kildesorterede organiske affald gå uden om biogasproduktionsleddet. Komposteringshallerne belufter materialet aktivt nedefra for hurtigt at få aerobe forhold og for at fordampe overskydende vand fra den anaerobe proces. Opholdstiden i komposteringshallerne er 7 dage. Ventileringsluften fra komposteringshallerne føres sammen med ventileringsluft fra modtageområdet og øvrige haller igennem en skrubber og efterfølgende over i et biofilter. Ca. 29.000 tons per år bliver anaerobt nedbrudt i reaktorerne, og de resterende 15.000 tons går direkte til komposteringshallerne. Efter komposteringshallerne lægges resten ud til efterkompostering og modning i miler, der er ca. 2 meter høje og ca. 4 m brede i bunden. Milerne vendes en gang ugentligt indtil komposten er modnet (ca. 8 uger), hvorefter den sigtes, og den færdige kompost sælges til brug på landbrug. Sigteresten sendes i overensstemmelse med lovgivningen på losseplads, hvilket ikke er med i modelleringen.

Biogassen anvendes i en gasmotor til produktion af el og varme. 50 % af varmen anvendes til opvarmning, hvoraf en tredjedel anvendes til reaktorerne og perkolattanken samt opvarmning af indblæsningsluften til den aktive kompostering og to tredjedele til opvarmning af kontorbygninger i nærområdet. De resterende 50 % bortkøles.

Borgstedt kombinerede biogas- og komposteringsanlæg, bygger i fremtidsscenarierne på data fra det nuværende anlæg, dog med visse ændringer. Biogasproduktionen beregnet per ton affald, som ankommer til anlægget, er hævet med 30 %, og ammoniakfordampningen er nedsat med 50 %. Argumentet for at hæve biogasproduktionen i fremtidsscenariet er, at de nuværende kapacitetsproblemer formodes at blive løst ved udbygning af anlægget (som allerede er i gang). På den måde produceres der biogas af den samlede mængde affald, der kommer til anlægget, og da produktionen beregnes i forhold til denne mængde affald, øges den. Der er således ikke tale om, at selve biogasprocessen forbedres, men om at beregningsgrundlaget for biogasproduktionen ændres. Mht. ammoniakfordampningen antages det, at anlægget kan forbedres ved diverse tiltag, f.eks. forbedring af biofiltrets effektivitet samt hel eller delvis overdækning af eftermodningsmiler, således at det bliver sammenligneligt med det AIKAN-lignende anlæg.

4.5.2 AIKAN-lignende anlæg

Det AIKAN-lignende anlæg er et kombineret biogas- og komposteringsanlæg, der indgår i fremtidsscenarierne. Anlægget er baseret på data fra AIKAN-anlægget ved Holbæk som beskrevet i Møller (2012). Anlægget er markant forskelligt fra Borgstedt BBA, idet anaerob nedbrydning og efterfølgende aktiv kompostering foregår i de samme boksreaktorer, og hovedparten af metan produktionen foregår i en separat biogasreaktor. Det

kildesorterede organiske affald aflæsses af skraldebiler i en modtagehal, hvor det opbevares indtil det skal behandles. Behandling starter med en posefjerner, der neddelser affaldet til mindre dele og fjerner plastik samt andre store fremmedlegemer. Her adskiller anlægget sig ligeledes fra Borgstedt BBA, da en relativ stor del (20 % antages det i fremtidsscenarierne) af det modtagne affald frasorteres og transporteres til forbrænding. Efter neddelingen køres det organiske affald ind i boksreaktorer, hvor både anaerob nedbrydning og aktiv kompostering foregår. Udrådningen startes ved at overrisle det friske organiske affald med perkolat fra tidligere udrådninger. Perkolatet opsamles og recirkuleres gennem en tank. Perkolatet i tanken er det primære substrat for biogasproduktionen, som foregår i en separat reaktor. Efter udrådningen beluftes rådneresten aktivt inde i boksreaktoren, indtil rådneresten er nedbrudt tilstrækkeligt til at blive lagt i kompostbokse. Her bliver rådneresten aktivt beluftet nedefra indtil komposten er klar. I det oprindelige AIKAN-anlæg foregår efterkomposteringen uden overdækning. I det AIKAN-lignende anlæg, som benyttes i fremtidsscenarierne, forudsættes det derimod, at efterkomposteringen sker under tag med ventileringsluftafgang gennem et biofilter. Efter komposteringen sigtes urenheder fra. Komposten anvendes på landbrugsjord.

4.5.3 Gyllebaseret biogasanlæg

Det gyllebaserede biogasanlæg, som benyttes i fremtidsscenarierne, er et kombineret gylle og organisk affaldsanlæg baseret på det svenske biogasanlæg i Karpalund beskrevet i EASETECH-databasen. Processen er termofil (55°C) og anvender forskellige organiske affaldstyper deriblandt slagteriaffald og kildesorteret organisk dagrenovation som co-substrat til gylle. Idet biomassen skal pumpes rundt, er det vigtigt, at den kildesorterede organiske dagrenovation forbehandles grundigt, hvor poser åbnes, plast fjernes og madaffaldet neddeles til mindre enheder. Det antages, at denne forbehandling vil foregå med Ecogi-processen, som er en forbehandlingsteknologi der fjerner uønskede materialer som plast og metal fra det kildesorterede organiske dagrenovation og samtidigt pulper det organiske materiale til en "grød" med ca. 16 % tørstofindhold. Denne forbehandling er valgt, da den har høj effektivitet med hensyn til separation af organisk affald og uønskede elementer, og samtidig giver biopulp med 18 % tørstofindhold som er nemt pumpbart. Rejektet køres til forbrænding.

Metan produktionen er 65 m³/ton affald input, og den anvendes i en gasmotor der producerer el og varme. Digestatet anvendes på landbrugsjord.

4.5.4 Oar Biokompostierung

Oar Biokompostierung er et kombineret biogas- og komposteringsanlæg. Anlægget håndterer årligt 21.000 tons organisk husholdningsaffald. Produktionen var i 2012 1.800 MWh elektricitet. Varmen fra produktionen bliver anvendt internt på anlægget.

Udover elektriciteten produceres en lang række forskellige kompost og jordforbedrende produkter.

4.5.5 Vonkahl kompostierung

Vonkahl kompostierung er et kombineret biogas- og komposteringsanlæg. Anlægget håndterer årligt over 5.000 tons kildesorteret organisk husholdningsaffald. Det har ikke været muligt at få nogle produktionstal fra Vonkahl kompostierung og det er derfor antaget at anlægget har samme elektricitetsproduktion per ton

kildesorteret organisk dagrenovation som Oar Biokompostierung og at varmeproduktionen på samme måde bliver anvendt internt på anlægget.

Udover elektriciteten produceres en lang række forskellige kompost og jordforbedrende produkter.

4.5.6 Lukket kanalkompostering

Komposteringsanlægget, som benyttes i fremtidsscenarierne, bygger på et datasæt i EASETECH-databasen for et lukket kanalkomposteringsanlæg, der behandler 35.000 tons blandet kildesorteret grønt affald (organisk husholdningsaffald og have/park affald). Have/park affaldet anvendes som struktur materiale, med én del have/park affald til to dele kildesorteret organisk husholdningsaffald.

Have/park affaldet bliver neddelte og opbevaret indtil det skal anvendes. Det kildesorterede organiske husholdningsaffald tromlesigtes for at fjerne store uønskede elementer (100 mm sigte, i høj grad fjernes plastic). Herefter blandes have/park og det organiske affald og læsses i kanaler; én kanal fyldes per dag. Anlægget består af seks kanaler, hvis bund består af et transportbånd der flytter komposten fra begyndelsen til enden af kanalen. Kanalerne er opdelt med vægge der anvendes som spor for kompostvenderen, der sikre automatisk og regelmæssig opblanding af affaldet. Kanalerne er 7 meter brede, 90 meter lange og højden når materialet bliver påfyldt er 2,4 meter, men denne falder over tid i det affaldet nedbrydes. Der tilføjes kontinuerligt ventilationsluft fra dyser under hver kanal. Komposteringshallen bliver holdt fugtig og der holdes konstant undertryk for at undgå spredning af lugt og aerosoler til naboområdet. Alt komposteringsgas bliver behandlet i et biofilter lavet af kompost og strukturmateriale (have/park affald).

Når komposten når enden af kanalen efter ca. 11 uger, bliver det læsset på en tromlesigte med en 15 mm sigte, og komposten (<15 mm) lægger i åbne celler til endelig modning. Rejektet (>15 mm) sendes til anden behandling, da der i modelleringen kun er fokus på det kildesorterede organiske affald, antages det af denne fraktion ikke findes i rejektet og denne er derfor ikke modelleret. Komposten sælges som gødning til landbrug og private. Omkring 15.000 tons kompost bliver årligt produceret.

Elektricitetsforbruget er målt til 53 kWh/ton affald input, mens der for diesel forbruget er antaget et forbrug på 1 l/ton affald som kommer til anlægget (Boldrin et al. (2009)). Under modningen af komposten antages det at 2,2 % af kulstoffet bliver omdannet til metan og 83 % af kvælstoffet omdannet til ammoniak. Luften i hallen bliver ført til et biofilter, der fjerner over 99 % af ammoniakken.

4.5.7 Sønderborg Kraftvarmeværk

Sønderborg Kraftvarmeværk er et forbrændingsanlæg med en årlig kapacitet på 70.000 tons affald. Affaldsforbrændingen producerede i 2012 585.000 GJ fjernvarme og 39.000 MWh el.

Affaldsforbrændingen foregår i én ovn/kedellinie dimensioneret til forbrænding af 8 tons affald/time. Dampen fra affaldslinien udnyttes i en damp turbine med generator til produktion af elektricitet og varme med en indfyret effekt på 24,5 MW, en varmeeffekt på 20 MW samt en el effekt på 4,5 MW. Røggasrensningen er af våd type, hvor der fjernes sure komponenter, tungmetaller samt SO₂ og dioxin fra røggassen, og hvor vaskevandet renses i værket's eget spildevandsanlæg. Affaldet brændes på rist, der beluftes nedefra og for

enden af risten falder de tilbageværende slagger (bundaske) ned til afkøling. Røggassen føres først igennem kedel området hvor det opvarmer vand til damp som anvendes til produktion af el og varme. Derefter sendes røggassen igennem et elektrofilter der fjernes støv og partikler (flyveaske), hvorefter det føres igennem to filtre (begge våde), det første fjerner sure komponenter og det næste bl.a. dioxiner og kviksølv vha. aktivt kul. Vandet til røggasrensningen er rensset spildevand og kommer fra det lokale spildevandsanlæg. Efter filtrene sendes røggassen igennem en røggaskondensator for at udvinde ekstra energi og til sidst sendes den op ud af skorstenen.

Dampen anvendes i en turbine til produktion af el, hvorefter den afkølede damp sendes ind i en varmeveksler til produktion af fjernvarme. Sønderborg Kraftvarmeværk har en akkumuleringstank som giver fleksibilitet i forhold til fjernvarmeproduktionen. Varmen bliver leveret til Sønderborg Fjernvarme.

Slaggen sendes til sortering, hvor metaller fjernes og genanvendes, herefter anvendes slaggen som vejfyld.

Flyveasken sendes til Tyskland og anvendes som opfyldning af gamle saltminer, det samme gør sig gældende for slammen fra røggasrensningen, mens det rensede vand sendes ud i Alssund.

Procesdiagram kan ses i bilag 2.

4.5.8 Trekantsområdet Affaldsselskab (TAS) forbrændingsanlæg

TAS er et forbrændingsanlæg med en årlig kapacitet på 150.000 tons affald. Affaldsforbrændingen producerede i 2012 1.170.000 GJ varme og 45.000 MWh el.

Affaldsforbrændingen foregår i to ovnlinjer (ovnlinje 2 & 5) dimensioneret til en samlet kapacitet på 20 ton affald pr. time. Affaldet fordeles ligeligt mellem de to ovnlinjer. Dampen fra ovnlinje 2 udnyttes i en dampturbine med generator til produktion af elektricitet og varme. Af dampen fra ovnlinje 5 produceres der kun varme. Varmen fra begge ovnlinjer afsættes til TVIS som fjernvarme. Affaldet brændes på rist, der beluftes nedefra og for enden af risten falder de tilbageværende slagger (bundaske) ned til afkøling. Røggasrensningen er identisk for de to ovnlinjer og er af tør type, hvor der fjernes sure komponenter, tungmetaller samt SO₂ og dioxin fra røggassen. Røggassen sprayes med forstøvet kalk og aktivt kul som absorberer bl.a. dioxiner og kviksølv, samt de sure gasser som svovl og klor. Derefter sendes gassen igennem et posefilter. Efter posefiltret sendes den rensede røggas ud af skorstenen. Posefilteret ”tømmes” kontinuerligt og asken (flyveasken) sendes til Tyskland og anvendes til opfyldning af gamle saltminer.

Slaggen sendes til sortering, hvor metaller fjernes og genanvendes, herefter anvendes slaggen som vejfyld.

Procesdiagram kan ses i bilag 2.

4.5.9 Maabjergværket

Maabjergværket er et multifyret forbrændingsanlæg med en årlig kapacitet på 190.000 tons affald. Anlægget producerede i 2013 1.728.000 GJ varme og 133.000 MWh el. Anlægget består af to affaldslinjer og en halm/flis linje. Halm/flis linjen kører separat fra affaldslinjerne. På affaldslinjerne brændes affald og spildevandsslam,

samt bio/naturgas. Varmeenergien fra forbrændingen af affald omsættes på linjerne til 412°C varm damp, denne damp opvarmes derefter til 522°C ved hjælp af overhedere fyret med bio/naturgas.

Affaldsforbrændingen foregår på to identiske ovnlinjer dimensioneret til en samlet kapacitet på 22 ton affald pr. time. Affaldet fordeles ligeligt mellem de to ovnlinjer. Affaldet brændes på riste, der beluftes nedefra og for enden af risten falder de tilbageværende slagger (bundaske) ned til afkøling. Røggassen føres først igennem kedel området hvor det opvarmer vand til damp som anvendes til produktion af el og varme. Derefter sendes røggassen igennem et elektrofilter der fjernes støv og partikler (flyveaske), hvorefter det føres igennem to filtre (begge våde), det første fjerner sure komponenter og det næste bl.a. dioxiner og kviksølv vha. aktivt kul. Efter filtrene sendes røggassen igennem en røggaskondensator for at udvinde ekstra energi og til sidst sendes den op ud af skorstenen.

Dampen anvendes i en turbine til produktion af el, hvorefter den afkølede damp sendes ind i en varmeveksler til produktion af fjernvarme. Maabjergværket har en akkumuleringstank som giver fleksibilitet i forhold til fjernvarmeproduktionen. Varmen bliver leveret til Vestforsyning.

Slaggen sendes til sortering, hvor metaller fjernes og genanvendes, herefter anvendes slaggen som vejfyld.

Flyveasken sendes til Norge og anvendes til syreneutralisering af andet affald på øen Langöya, det samme gør sig gældende for slammen fra røggasrensningen, mens det resterende vand sendes til spildevandsrensning.

Procesdiagram kan ses i bilag 2.

4.5.10 Müllverbrennung Kiel (MVK Kiel)

MKV Kiel er et forbrændingsanlæg med en årlig kapacitet på 140.000 tons affald. Affaldsforbrændingen producerede i 2012 806.000 MWh varme og 32.000 MWh elektricitet.

Affaldsforbrændingen foregår i to ovn/kedellinjer dimensioneret til samlet forbrænding af 17,5 tons affald/time. Affaldet fordeles ligeligt mellem de to ovnlinjer. Røggasrensningen er identisk for de to ovnlinjer og er af tør type, hvor der fjernes sure komponenter, tungmetaller samt SO₂ og dioxin fra røggassen. Affaldet brændes på riste, der beluftes nedefra og for enden af risten falder de tilbageværende slagger (bundaske) ned til afkøling. Røggassen føres først igennem kedel området hvor det opvarmer vand til damp som anvendes til produktion af el og varme. Derefter sendes røggassen igennem et elektrofilter der fjernes støv og partikler (flyveaske). Røggassen sprayeres med forstøvet kalk og aktivt kul som absorberer bl.a. dioxiner og kviksølv, samt de sure gasser som svovl og klor. Ved drift af disse filtre produceres der teknisk saltsyre og gips. Efter filtrene sendes røggassen igennem et posefilter, og til sidst sendes den op ud af skorstenen.

Dampen anvendes i en turbine til produktion af el, hvorefter den afkølede damp sendes ind i en varmeveksler til produktion af fjernvarme. Varmen bliver leveret til Kieler Fernwärmeverbund.

Slaggen sendes til sortering, hvor metaller fjernes og genanvendes, herefter anvendes slaggen som vejfyld.

Flyveasken sendes til Tyskland og anvendes som opfyldning af gamle saltminer.

Procesdiagram kan ses i bilag 2.

4.5.11 MBT Neumünster

MBT Neumünster er et mekanisk og biologisk behandlingsanlæg (MBT) med en årlig kapacitet på 250.000 tons affald. Anlægget består to dele, den mekaniske og biologiske behandling samt et brændstoffs-forberedelsesanlæg.

Affaldet neddeles og sorteres, hvorefter det i ca. fire uger komposteres i lukkede tunnelsystemer. Efter komposteringen tørres materialet og sorteres yderligere. De energiholdige fraktioner bliver anvendt som brændsel, mens inerte fraktioner som glas, sten og keramik deponeres. Målet med behandlingen er at producere et alternativt brændsel i en ensartet kvalitet, som forbrændes på TEV (forklaring nedenfor) med særlig fokus på kornstørrelsen og metalindhold. For at undgå problemer under forbrænding i kedlen på TEV kan RDF-fraktionen (Refused Derived Fuel) ikke overstige en diameter på 10 cm og metalindholdet skal være mindre end 1 %.

Anlægget starter med en mekanisk sortering, hvor store elementer fjernes manuelt, herefter neddeles affaldet og sigtes i en 80 mm tromle. Fraktion >80 mm går til brændstofforberedelsesanlægget, mens fraktionen <80 mm køres gennem en magnet for at fjerne metaller og efterfølgende ind i en komposteringshal. I hallen komposteres affaldet i ca. fire uger med aktiv beluftning. Komposteringen sker for at nedbryde det organiske affald samt at tørre det. Efter komposteringen sigtes affaldet endnu engang i fire fraktioner (60 – 80 mm, 30 – 60 mm, 15 – 30 mm og 0 – 15 mm), hvoraf fraktionen 60 – 80 mm sigtes for at fjerne uønskede elementer og resten sendes til brændstofforberedelsesanlægget. Fraktionerne 30 – 60 mm og 15 – 30 mm sendes igennem to cykloner og deles i to nye fraktioner, en 15 – 60 mm fraktion til brændstofforberedelsesanlægget og en 15 – 60 mm fraktion til deponi. Fraktionen 0 – 15 mm sigtes og deles i to fraktioner 8 – 15 mm som sendes til brændstofforberedelsesanlægget og 0 – 8 mm sendes til MBT Lüneburg (denne fraktionen indeholder det organiske stof).

Brændstofforberedelsesanlægget skal sikre at kravene til affaldet er overholdt, så det kan sendes til TEV. Fraktionerne fra den mekaniske og biologiske behandling køres først under en magnet som fjerner metaller, og efterfølgende igennem en sigte der fjerner materiale >100 mm. Efterfølgende fjernes metaller igen med magnet og en eddy-current separator, inden endnu en sigte fjerner materiale >100 mm. Her efter balletteret "brændstoffet" inden det sendes til TEV.

Thermische-Ersatzbrennstoff-Verwertungsanlage (TEV) er et kraftvarmeværk som producerer elektricitet og fjernvarme til Neumünster. Indtil 2005 forbrændte anlægget kun kul ved hjælp af tre kulfyrede kedler, men efter 2005 blev der tilføjet en kedel, der kunne kører på RDF fra *MBT Neumünster*.

Procesdiagram for MBT Neumünster kan ses i bilag 2.

4.6 Substitution

En af de største miljøpåvirkninger i håndteringen af dagrenovation sker via påvirkningen af energisystemet. Det skyldes, at en stor del af affaldet i dag nyttiggøres i energiproduktion ved affaldsforbrænding eller biogasproduktion.

Øget produktion af el og fjernvarme på affaldsforbrændings- eller biogasanlæg betyder, at en tilsvarende energimængde ikke skal produceres på andre anlæg. Man taler derfor om, at affaldsvarme og -el "fortrænger" el og varme fra andre anlæg. Dette kan være en miljømæssig fordel, særligt når der fortrænges energiproduktion baseret på fossile brændsler. Tilsvarende vil en lavere energiproduktion fra affaldsforbrænding eller biogas medføre, at andre energiproducerende anlæg må øge deres el- og varmeproduktion, hvilket medfører en øget miljøbelastning.

"Den marginale energiproducerende teknologi" (den teknologi, som bliver påvirket) afhænger af omstændighederne omkring de helt konkrete affaldsbehandlingsanlæg, fjernvarmenet og energiproduktion. Den marginale elproduktion bliver bestemt af nationale og internationale forhold, mens den marginale varme bestemmes ud fra de lokale varmekonforhold. Dette betyder at fjernvarme forholdene vil være forskellige fra anlæg til anlæg, som producerer eller forbruger varme, mens elektriciteten vil være uafhængig af det specifikke anlæg. Nedenfor bliver den marginale elektricitets produktion beskrevet, samt de respektive varmenetværk.

4.6.1 Marginal elektricitet

Der anvendes en marginal elektricitets produktion som beskrevet i Miljøstyrelsens miljøprojekt nr. 1458: "Miljø- og samfundsøkonomisk vurdering af muligheder for øget genanvendelse af papir, pap, plast, metal og organisk affald i dagrenovation". Denne marginale elektricitet tager udgangspunkt i Energistyrelsens RAMSES-model, der anvendes til modellering af det danske energisystem. Elektriciteten består af 91,3 % kul, 4,5 % fuelolie, 3,8 % naturgas samt 0,4 % andet brændsel hovedsagelig energiafgrøder og giver en CO₂ udledning på 842 kg CO₂/MWh. Det antages, at den marginale el er den samme for Danmark og det dansk-tyske grænseområde. Dette sandsynliggøres af den tyske udfasning af atomkraft, som ifølge flere kilder heriblandt Bruninx et al. (2012) vil medføre, at det resulterende el-underskud vil blive dækket af ny opførte kulkraftværker.

Afslutningsvis bør det dog bemærkes, at beregning af fremtidige el-marginaler er behæftet med relativ stor usikkerhed, som også inkluderer indflydelse fra CO₂-kvotesystemet, som beskrevet f.eks. af Finnveden (2008).

En fuldstændig LCI for den marginal el kan findes i bilag 1.

4.6.2 Marginal varmeproduktion

Som beskrevet i afsnit 4.5 benytter de forskellige behandlingsanlæg forskellige fjernvarmenet til afsætning af deres producerede varme. Hvert af disse vil blive beskrevet i dette afsnit, og den marginale varme produktion vil blive beskrevet for hvert system. Hvis affaldsvarmeproduktionen ledes til et fjernvarmenet, hvor andre varmeproducerende enheder er tilsluttet, identificeres den marginale varmeproduktion ved at betragte driften af de andre anlæg. Det anlæg, der ændrer sin varmeproduktion, som reaktion på en ændring af affaldsvarmeproduktionen, er det marginale varmeproducerende anlæg, og varmesubstitutionen beregnes

som reducerede emissioner og resurseforbrug ved undgået produktion på dette anlæg. Dette gælder for hovedparten af forbrændingsanlæggene, som er tilsluttet et fjernvarmenet. Biogasanlæg er ofte placeret uden for rækkevidde af eksisterende fjernvarmenet, hvilket også er tilfældet med det nuværende Borgstedt BBA. Borgstedt BBA udnytter dog en mindre del af sin varmeproduktion til opvarmning af nærliggende kontorbygninger, hvor varmen formodes at substituere naturgasfyrede varmekedler. Biogasanlæggene i fremtidsscenarierne er modelleret på lignende måde.

4.6.2.1 Borgstedt BBA og andre biogasanlæg

Varmeproduktionen på Borgstedt BBA bliver ikke afsat på noget fjernvarmenet, men bliver derimod anvendt internt til opvarmning af kontorbygninger hos Borgstedt selv, samt nærliggende kontorbygninger. Der anvendes 75 % af den producerede varme og resten bortkøles. Idet der ikke er noget fjernvarmenet, antages den varme, der undgås at blive produceret, at være af lokalt placerede naturgasfyrede varmekedler med høj energieffektivitet.

Denne type varmesubstitution er ligeledes antaget for alle biogasproducerende anlæg i fremtidsscenarierne (Borgstedt BBA opgraderet, AIKAN-lignende og det gyllebaserede biogasanlæg), da de på grund af risikoen for lugtgener formodentlig placeres relativt langt fra byområder med fjernvarmenet.

4.6.2.2 Sønderborg Fjernvarme

Sønderborg Fjernvarme modtager varme fra flere forskellige kilder, heriblandt Sønderborg Kraftvarmeværk. Udover kraftvarmeværket modtager nettet varme fra et biomasse- og geothermianlæg (træpiller), et solcelleanlæg, samt fire spidslastkedler. Den maksimale årlige produktion er vist i nedenstående Tabel 14.

Tabel 14 Maksimal årlig produktion af fjernvarme i Sønderborg Fjernvarmes fjernvarmenet.

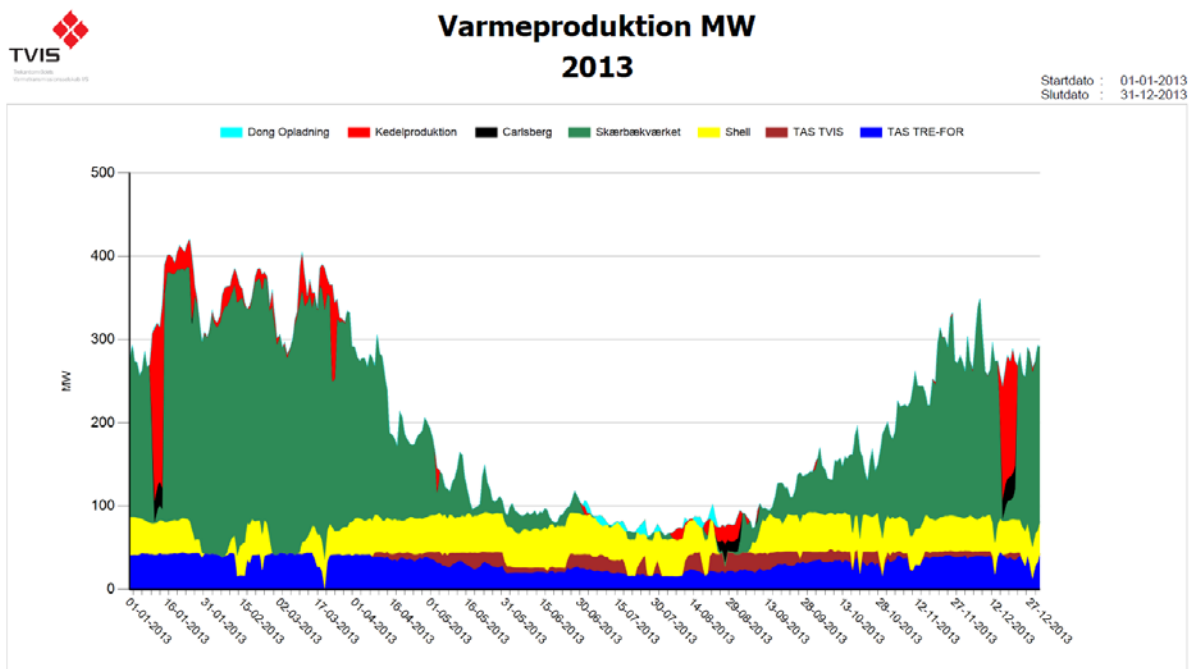
Varmeproducent	Maksimal årlig produktion [GJ]
Sønderborg Kraftvarmeanlæg	1.890.000
Biomasse- og geothermianlæg	1.360.000
Spidslastkedler (gas/olie)	3.158.000
Solcelleanlæg	158.000
Total	6.566.000

Det årlige varmebehov i fjernvarmenettet er 1.203.000 GJ, så ud fra Tabel 14 er der rigeligt med kapacitet. Det skal dog bemærkes, at varmebehovet ikke er lige stort året igennem (højere behov om vinteren og mindre om sommeren). Solcelleanlægget og kraftvarmeværket kører mere eller mindre med konstant produktion, så disse kan ikke ændres. Spidslastkedlerne anvendes i vinterhalvåret, samt hvis der ellers er behov for dem f.eks. i forbindelse med driftsstop på kraftvarmeværket. Biomasse- og geothermianlægget har mulighed for at regulere produktionen af varmen til at passe det behov, der måtte opstå, og i tilfælde af mangel på varme fra solcellerne og kraftvarmeværket vil man skrue op for dette anlæg først (før spidslastkedlerne). Det er derfor valgt at anvende biomasse- og geothermianlægget som marginal varme teknologi.

Det skal bemærkes, at der i de fremtidige scenarier fjernes op til 20 % af den totale mængde affald, som sendes til Sønderborg Kraftvarmeværk (det sendes i stedet til biobehandling). Denne nedgang vil betyde en væsentlig ændring af kraftvarmeværkets drift, og i forhold til varme produktionen kan der ske to ting: Biomasse- og geothermianlægget producerer den manglende fjernvarme, som kraftvarmeværket ikke længere kan producere (hovedscenariet), eller kraftvarmeværket vil importere affald fra udlandet (nordlige EU) for at kompensere. Sidst nævnte mulighed er analyseret i en følsomhedsanalyse.

4.6.2.3 Trekantsområdetets Varmetransmissionsselskab I/S (TVIS)

TVIS modtager varme fra flere forskellige kilder, heriblandt TAS. Udover kraftvarmeværket modtager nettet varme fra Shell-raffinaderiet, Skærbækværket, samt seks spidslastkedler. Shell-raffinaderiet producerer en række oliebaseerede produkter, og spildvarmen herfra leveres til TVIS. Skærbækværket er et centralt gasfyret kraftvarmeværk. Leveringen af varmen sker primært fra shell-raffinaderiet og skærbækværket (>96 %), og fordelingen af leveringen kan ses i nedenstående figur.



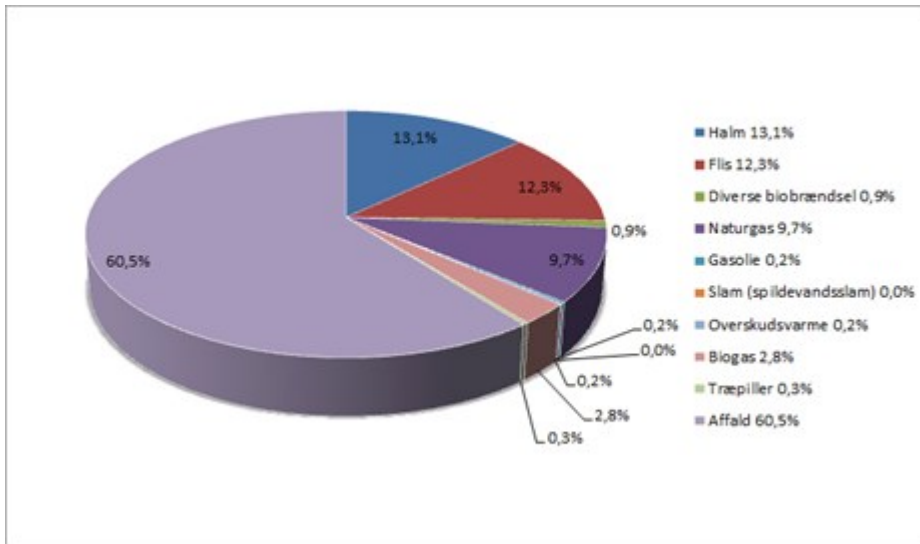
Figur 5 Lastfordeling i fjernvarmenettet TVIS (taget fra www.tvvis.dk, 15/11-2014)

Shell Raffinaderiet (SHELL, gul markering) og Trekantområdets Affaldsselskab (TAS, blå og mørkerød markering) leverer hele året TVIS' grundlast. Som figuren viser, leverer Skærbækværket/DONG Energy den største mængde overskudsvarme til TVIS-systemet (grøn markering), men i sommer månederne er der ikke behov for denne.

Nedgangen i varmeproduktion hos TAS, når der udsorteres organisk affald fra husholdningerne vil året rundt blive dækket af Skærbækværket, derfor er den marginale varme, varme produceret på et centralt gasfyret kraftvarmeværk.

4.6.2.4 Vestforsyning

Fjernvarmenettet Vestforsyning modtager stort set kun varme fra Maabjergværket, med udtagelse af en smule overskudsvarme. Grundlasten her kommer fra affaldsforbrænding, derudover brændes der separat halm og flis samt gas. Gassen er biogas fra det nærliggende gyllebaserede biogasanlæg, Maabjerg Bioenergy. Fordelingen af varmeproduktionen kan ses på nedenstående Figur 6 (taget fra www.vestforsyning.dk, 15/11-2014).

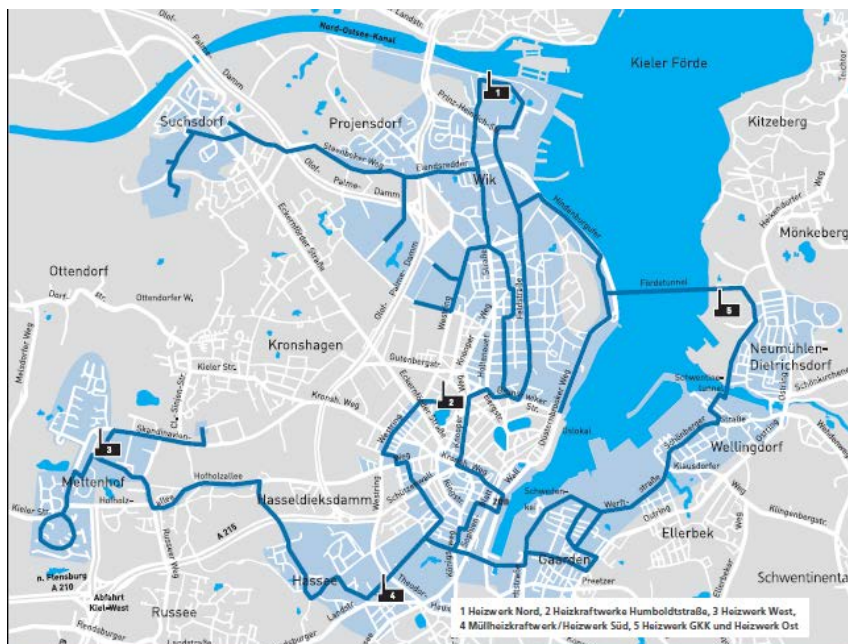


Figur 6 Brændselsfordeling 2013 til fjernvarmeproduktionen hos Vestforsyning (taget fra www.vestforsyning.dk, 15/11-2014).

Nedgangen i varmeproduktion hos Maabjergværket, når der udsorteres organisk affald fra husholdningerne vil blive dækket enten af øget halm og flis afbrænding eller biogas. Det antages, at den marginale varme er biogusbaseret.

4.6.2.5 Der Kieler Fernwärmeverbund

Fjernvarmenettet Der Kieler Fernwärmeverbund modtager varme fra seks forskellige anlæg, se nedenstående Figur 7 Oversigt over anlæg på fjernvarmenettet "Der Kieler Fernwärmeverbund".



Figur 7 Oversigt over anlæg på fjernvarmenettet "Der Kieler Fernwärmeverbund" (taget fra www.gkk-kiel.de, 15/11-2014).

Tre af anlæggene er spidslastkedler (1, 3 & 5), to anlæg kører som grundlast inklusiv MVK Kiel (2 & 4) og det sidste er et centralt kulfyret kraftvarmeværk.

Nedgangen i varmeproduktion hos MVK Kiel, når der udsorteres organisk affald fra husholdningerne vil året rundt blive dækket af det centralt kulfyrede kraftvarmeværk (GKK), derfor er den marginale varme, varme produceret på et centralt kulfyret kraftvarmeværk. GKK er i projektet modelleret med data fra et dansk centralt kulfyret kraftvarmeværk (Studstrupværket) modificeret, så elektricitets- og varmeeffektiviteten passer med GKK.

4.6.3 Kompost/digestat

Emissioner fra udbringning af komposteringsprodukter modelleres ikke direkte i EASETECH, men indgår som færdigberegnete koefficienter fra simuleringer i agro-økosystemmodellen DAISY, som anvendes af Institut for Jordbrug og Økologi, KU-LIFE. Daisy er en computerbaseret matematisk model, der kan simulere og integrere processer i jord, planter og atmosfære. Modelleringen af udbringning af kompost/digestat inkluderer følgende processer, som resulterer i tab af næringsstoffer til miljøet: ammoniakfordampning, dannelse af lattergas, udsivning gennem dræn og nedsivning til grundvand. Desuden kvantificeres kulstoflagring i jorden. Emissionskoefficienter beregnes i DAISY-modellen for en række scenarier, der dækker forskellige klima- og jordbundsforhold, sædskifter, samt om der er tale om dyrehold eller plantebrug. Se f.eks. Bruun et al. (2006) for en beskrivelse af emissionskoefficienter for forskellige scenarier.

Emissionskoefficienterne indgår i EASETECH, der ligeledes beregner substitutionseffekten af N, P og K-indholdet i komposten/digestatet. Mht. N benyttes en substitutionseffekt på 20 og 40 % for hhv. kompost og

digestat (jf. krav fra Plantedirektoratet (2011)). For P og K anses 100 % af indholdet i kompost/digestat for at substituere handelsgødning.

Der gøres opmærksom på, at modelleringen af udbringning af kompost/digestat ikke inkluderer alle tænkelige påvirkninger, f.eks. er en eventuel plantesygdomshæmmende effekt samt øget biodiversitet ikke taget i betragtning. Kompost/digestats jordforbedrende effekt pga. indhold af organisk kulstof, som giver sig udtryk i lettere pløjning af jorden, er dog inkluderet i form af en dieselbesparelse som godskrives komposten/digestaten. Dieselbesparelsen er estimeret til 5 l per ton kompost/digestat ud fra data i Bruun et al. (2012).

4.6.4 Restprodukter fra forbrændingsanlæg

Der er to overordnede restprodukter fra forbrændingsanlæggene, bundaske og røggasrensningsprodukter (flyveaske + evt. slam fra røggasrensningen). Bundaske bliver i alle tilfælde anvendt på samme måde, mens der for røggasrensningsprodukterne er to behandlinger.

Bundaske bliver i alle tilfælde anvendt som strukturmateriale i veje, og på den måde undgår/substituerer bundaske stabilgrus.

Røggasrensningsprodukterne kan enten anvendes til syreneutralisering pga. af den høje pH-værdi eller til opfyldning af gamle saltminer. De to anvendelsesmuligheder er kort forklaret nedenfor:

Syreneutralisering Langöya, Norge.

Anvendelse af røggasrensningsprodukter til neutralisering af syreaffald på øen Langöya i Norge substituerer kalk, som ellers ville have været brugt. En høj basisk pH-værdi samt en stor bufferkapacitet i røggasrensningsprodukterne bliver anvendt til neutralisering af syreaffald fra titanium industrien. En del af de tilgængelige tungmetaller bliver udfældet som metalhydroxider og inkorporeret i gips. Resultatet heraf er at tungmetallerne bliver tilbage holdt, dog kan den langsigtede effekt være svær at forudsige. Der er fra deponiet ikke hydraulisk forbindelse til det omkring liggende hav, og udfældning af tungmetaller er derfor ikke inkluderet som en miljøpåvirkning. Dog bliver overskyende vand fra deponiet behandlet for at fjerne tungmetaller inden vandet sendes ud i havet. Udnyttelsen af den høje pH-værdi i røggasrensningsprodukterne substituerer kalksten fra en nærliggende mine på øen, og det antages at ét ton røggasrensningsprodukt substituerer 35 kg kalksten.

Saltminer i Tyskland

Røggasrensningsprodukterne bliver blandet med vand, tilsætningsstoffer og andre affaldsfraktioner og opslæmningen pumpes ind i saltminerne. Opslæmningen bliver til et cement lignende materiale brugt til opfyldning af saltminerne for at undgå sammen styrtning. Det antages at der ikke er nogen hydraulisk kontakt med den omkring liggende grundvandstand.

5 Vurdering af potentielle miljøpåvirkninger

Dette kapitel gennemgår hovedresultaterne af LCA'en, startende med de helt overordnede resultater. Derefter følger afsnit med forskellig fokus og måde at illustrere resultaterne på, alle resultaterne er for hovedscenarierne, og altså ikke følsomhedsanalyserne som bliver gennemgået i kapitel 6 Følsomhedsanalyser.

Projektet inkluderer vurdering af fem scenarier, som beskriver den nuværende og den mulige fremtidige behandling af organisk affald (defineret som kildesorteret organisk dagrenovation samt organisk dagrenovation i restaffaldet) i dele af den dansk-tyske grænseregion.

Scenarierne er beskrevet i detaljer i afsnit 4.2 – hér skal blot de overordnede forskelle mellem scenarierne nævnes: Scenarie 1 (basisscenariet) beskriver den nuværende (2013) situation med kildesortering af dele af det tyske organiske husholdningsaffald, som behandles biologisk med produktion af biogas og kompost. I scenarie 1 foregår der ikke kildesortering af den organiske del af husholdningsaffaldet i den danske del af grænseregionen, hvorfor affaldet går til forbrænding med energiproduktion. I scenarie 2 til 5 tænkes kildesortering indført i den danske grænseregion samtidig med, at kildesorteringen i den tyske grænseregion forbedres. Forskellene mellem scenarie 2 til 5 skyldes den teknologi, som det kildesorterede affald behandles med. I scenarie 2 er der tale om en opgraderet version af den teknologi, som benyttes i basisscenariet, dvs. Borgstedt-anlægget. I scenarie 3 udføres den biologiske behandling med et AIKAN-lignende kombineret biogas og komposteringsanlæg. I scenarie 4 udskiftes dette anlæg med et gylle-baseret biogasanlæg, som benytter organisk husholdningsaffald som medsubstrat. Scenarie 5 er det eneste scenarie, som ikke har biologisk behandling med energiudnyttelse, idet affaldet behandles på et kanal-komposteringsanlæg med kompost som eneste produkt.

På baggrund af livscyklusopgørelserne, som beskrevet i kapitel 4, blev de forskellige scenarier modelleret vha. LCA-modellen EASETECH, og de potentielle miljøpåvirkninger inklusiv påvirkningskategorierne for udnyttelse af abiotiske resurser (fossile samt grundstoffer) opgjort. Påvirkningskategorierne falder i følgende tre grupper, som præsenteres på forskellige grafer:

- Generelle potentielle miljøpåvirkninger: drivhuseffekt (GWP100), stratosfærisk ozonnedbrydning (ODP), ioniserende stråling (IR), fotokemisk ozondannelse (POFP), forsuring (AP), terrestrisk eutrofiering (TEP), ferskvandseutrofiering (FEP) og marineutrofiering (MEP)
- Toksiske potentielle miljøpåvirkninger: humantoksicitet - cancerteffekter; humantoksicitet - nonCancereffekter; økotoksicitet og effekt af partikler
- Resurseforbrug: abiotiske resurser i form af fossile brændsler og grundstoffer

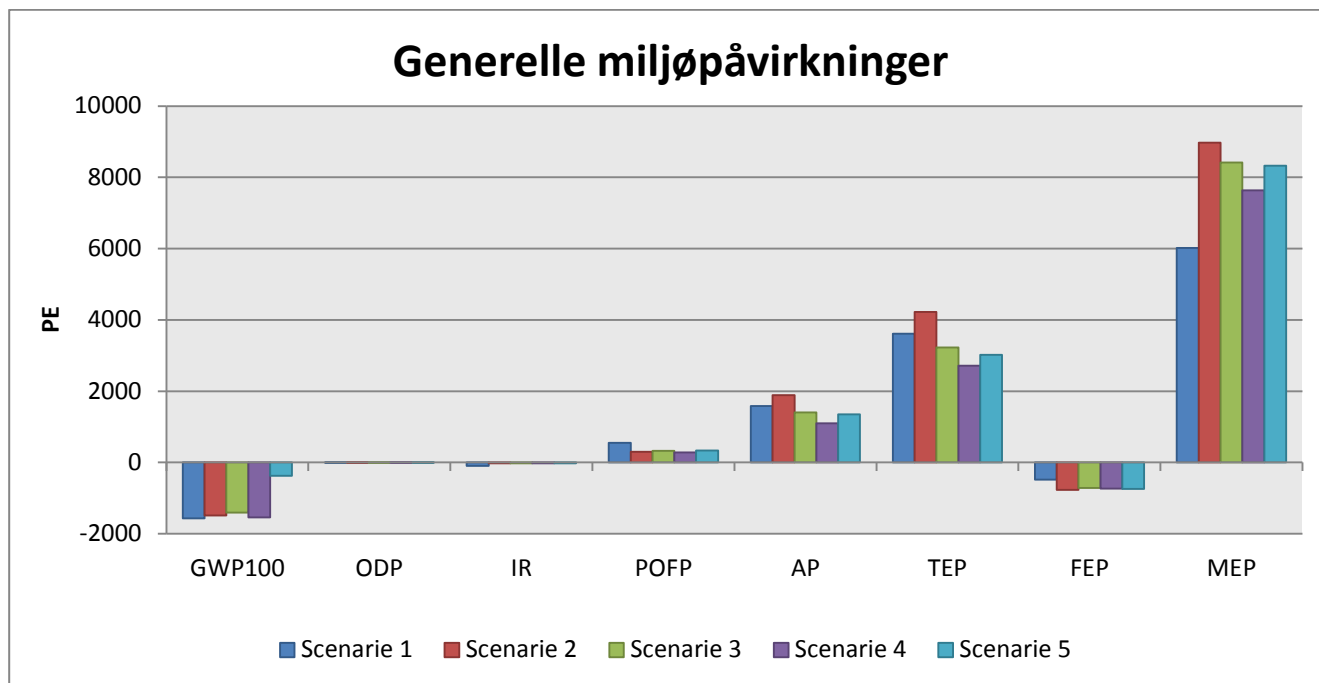
Det gøres opmærksom på, at der ved tolkning af resultater bør skelnes mellem disse typer af påvirkningskategorier, som det er beskrevet i detaljer i afsnit 3.5. Især med hensyn til de toksiske påvirkningskategorier er der så stor metodemæssig usikkerhed forbundet med karakterisering og normalisering af emissioner, at det i nærværende projekt er valgt ikke at drage konklusioner om forskelle mellem scenarier alene baseret på potentielle miljøpåvirkninger i de toksiske kategorier.

De potentielle miljøpåvirkninger vises som normaliserede værdier målt i personækvivalenter (PE) for den samlede behandlede affaldsmængde. Én personækvivalent (PE) svarer til den gennemsnitlige årlige belastning (fra alle personens aktiviteter også uden for affaldssystemet) fra én gennemsnitsperson i den pågældende miljøpåvirkningskategori. For påvirkningskategorien drivhuseffekt er der desuden som supplement i tekstafsnit vedrørende de normaliserede værdier angivet den potentielle miljøpåvirkning målt i ton CO₂-ækvivalenter for den samlede affaldsmængde. Ved hjælp af personækvivalenten kan affaldssystemets relative bidrag til de enkelte miljøpåvirkningskategorier vurderes, og affaldssystemets bidrag til de enkelte påvirkningskategorier set i forhold til samfundets samlede miljøpåvirkninger kan ligeledes vurderes (sidstnævnte under forudsætning af, at antallet af borgere tilknyttet affaldssystemet er kendt).

Numerisk negative værdier betegner undgåede miljøpåvirkninger, dvs. miljøbesparelser, mens numerisk positive værdier betegner nettobelastninger af miljøet. Afrapporteringen af resultater er opdelt i tre hovedafsnit afsnit: I det første afsnit (afsnit 5.1) vises de samlede nettoresultater i form af normaliserede værdier for de fem scenarier, hvorved rangordenen for behandlingsmetoderne kan bestemmes. I det andet afsnit (afsnit 5.2) er der gået i dybden med de enkelte scenarier, idet potentielle miljøpåvirkninger blev yderligere opdelt på de processer, som indgår eller substitueres (undgås) i forbindelse med affaldsbehandling. I det sidste afsnit (afsnit 5.3) vises de potentielle miljøpåvirkninger fordelt på behandlingsteknologier, men yderligere fordelt på de enkelte affaldsselskaber, som indgår i projektet. I slutningen af hvert resultatafsnit samles de væsentligste konklusioner, som sammen med følsomhedsanalyserne i kapitel 6 danner grundlag for projektets samlede konklusioner, som de præsenteres i kapitel 7.

5.1 Samlede potentielle miljøpåvirkninger

På Figur 8, Figur 9 og Figur 10 vises de samlede potentielle miljøpåvirkninger i hele det dansk-tyske grænseområde, som indgår i projektet. Miljøpåvirkningerne er angivet som personækvivalenter (PE) for den samlede behandlede organiske affaldsmængde. Den samlede mængde organisk husholdningsaffald, kildesorteret såvel som i restaffaldet, beregnes til 91.350 ton/år (det kan desuden oplyses, at befolkningsgrundlaget i den betragtede del af grænseregionen er 755.000). Figur 8 viser de "generelle" potentielle miljøpåvirkninger, som defineret i indledningen af kapitel 5.



Figur 8 Totale potentielle generelle miljøpåvirkninger for behandling af den samlede årlige mængde kildesorteret organisk dagrenovation og organisk dagrenovation i restaffaldet i den danske-tyske grænseregion. GWP100 = drivhuseffekt, ODP = ozonnedbrydning, IR = Ioniserende stråling, POFP = fotokemiske ozondannelse, AP = forsurening, TEP = terrestrisk eutrofiering, FEP = ferskvandseutrofiering, MEP = marineutrofiering.

Det bemærkes først, at drivhuseffekt og ferskvandseutrofiering udviser numerisk negative værdier i alle scenarier, dvs. at affaldssystemet³ i disse miljøpåvirkningskategorier bidrager med netto-miljøbesparelser. Dette er ligeledes tilfældet for ozonnedbrydning og ioniserende stråling, men de numeriske værdier er meget små, og desuden er de stoffer, der bidrager til denne kategori ikke nogen man normalt ser i forbindelse med behandlingen af organisk husholdningsaffald, hvorfor disse påvirkningskategorier ikke bør tillægges videre betydning. I kategorierne fotokemisk ozondannelse, forsurening, terrestrisk eutrofiering og marineutrofiering er der tale om numerisk positive værdier, som indikerer netto-miljøbelastninger fra affaldssystemet.

Ved sammenligning af scenarier inden for de enkelte miljøpåvirkningskategorier bør man dog lægge mindre vægt på, om de potentielle miljøpåvirkninger er numerisk negative eller positive, men i stedet betragte den numeriske forskel mellem scenarierne. Hvis man trækker basissceniets værdier fra fremtidsscenerne, vil en numerisk negativ forskel betyde, at fremtidsscenerne er miljømæssigt set bedre end basissceniets, uanset om scenarierne i sig selv er numerisk negative eller positive. Man kunne derfor vælge at rapportere miljøvurderingens resultater som forskellen mellem basissceniets og fremtidsscenerne, men derved forsvinder størrelsesforholdet mellem de ændringer, der skyldes de forskellige scenarier, og scenariernes samlede miljøpåvirkninger. Som eksempel udgør miljøbesparelsen mht. terrestrisk eutrofiering ved scenarie 3 i

³ Vi gør opmærksom på, at "affaldssystemet" overalt i resultatafsnittene kun betegner den del af det samlede affaldssystem, som står for behandlingen af kildesorteret organisk husholdningsaffald samt organisk husholdningsaffald i restaffaldet.

forhold til basisscenariet ca. 390 PE. Besparelsen i scenarie 4 er ca. 900 PE i forhold til basisscenariet. Man kan fortolke dette resultat derhen, at scenarie 4 er mere end dobbelt så godt som scenarie 3, men i realiteten er der kun tale om en relativ forbedring på ca. 16 % set i forhold til scenariernes samlede miljøpåvirkninger. Vi gør opmærksom på, at begge betragtningsmetoder er korrekte, men vi vælger at afbilde scenariernes samlede potentielle miljøpåvirkninger, da der ellers er fare for at overfortolke små forskelle mellem scenarier.

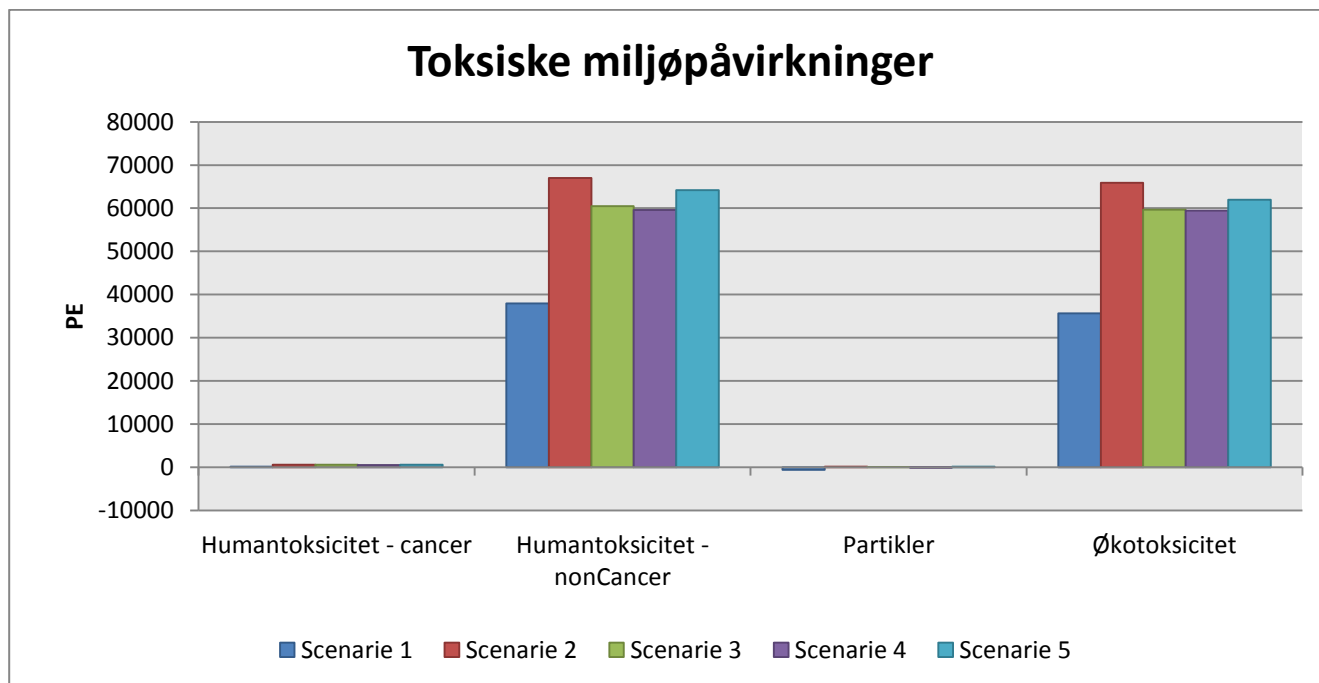
Da der ikke foretages vægtning, kan man ikke direkte sammenligne resultaterne på tværs af påvirkningskategorierne. Man kan derimod vurdere størrelsen af affaldssystemets relative bidrag til de potentielle miljøpåvirkninger i de enkelte påvirkningskategorier. Som eksempel kan forsuring og marineutrofiering for scenarie 1 betragtes. Forsuringen er 1600 PE, og marineutrofieringen er 6000 PE. Befolkningsgrundlaget i regionen er ca. 755.000, som per definition bidrager med 755.000 PE i samtlige miljøpåvirkningskategorier. Affaldssystemets bidrag til de samlede samfundsmæssige miljøbelastninger er derfor 0,2 og 0,8 % for hhv. forsuring og marineutrofiering. Affaldssystemets relative bidrag til marineutrofiering er derfor betydeligt større end til forsuring. At afgøre om affaldssystemets bidrag til marineutrofiering derfor er "værre", er en anden sag, som kræver, at man beslutter sig for, hvilken miljøpåvirkningskategori, man tillægger mest vægt. Da en sådan vægtningsprocedure ikke benyttes i dette projekt (da den er politisk og ikke videnskabelig begrundet), vil det være op til brugerne af resultaterne selv at foretage eventuelle prioriteringer af påvirkningskategorierne.

Ved sammenligning af scenarier noteres rangfølgen i de betragtede påvirkningskategorier. Kun i det tilfælde at ét scenarie er bedst i samtlige påvirkningskategorier, kan dette scenarie siges at være det bedste. Hvis ét scenarie er bedre i flere kategorier end et andet scenarie, kan man altså ikke udnævne det til det bedste scenarie jævnfør bemærkningerne om vægtning ovenfor. Som det kan aflæses af Figur 8, er der intet scenarie, som er bedst i alle påvirkningskategorier, og der er således ikke nogle af scenarierne, som umiddelbart kan udnævnes til at udgøre den miljømæssigt set bedste løsning.

Mht. drivhuseffekt ligger scenarie 1 til 4 i samme niveau med de største besparelser for basisscenariet (-1560 PE svarende til -12.600 ton CO₂-ækv.) og scenarie 4 med gylle-baseret biogasproduktion (-1540 PE svarende til -12.500 ton CO₂-ækv.). Scenarie 5, som inkluderer kompostering og ikke biogasproduktion, skiller sig ud ved kun at udvise en mindre miljøbesparelse. I kategorien fotokemisk ozondannelse har basisscenariet den højeste potentielle miljøbelastning, og de resterende scenarier udviser meget ens, men mindre potentiel miljøbelastninger. En lignende relation, men med modsat fortegn, ses i kategorien ferskvandseutrofiering. Disse mønstre følges ikke i de resterende kategorier, men det bemærkes dog, at rangfølgen mellem scenarie 2, 3 og 4 er den samme for forsuring, terrestrisk eutrofiering og marineutrofiering.

Resultaterne for de toksiske miljøpåvirkningskategorier ses på Figur 9. De toksiske kategorier er som nævnt i afsnit 3.5 behæftet med stor usikkerhed og bliver derfor kun kommenteret i dette afsnit samt afsnit 5.2. I det resterende resultatafsnit 5.3 vises de toksiske påvirkningskategorier ikke, men figurerne kan ses i bilag 3. Det ses, at værdierne for humantoksicitet – non-cancer og økotoksicitet er meget høje sammenlignet med de "generelle" kategorier, i de fleste tilfælde langt over en 10-faktor, men da disse kategorier er behæftet med

meget store usikkerheder, bør der konkluderes meget forsigtigt ud fra dette, hvilket indebærer, at der ikke drages konklusioner, som udelukkende bygger på de toksiske påvirkningskategorier.

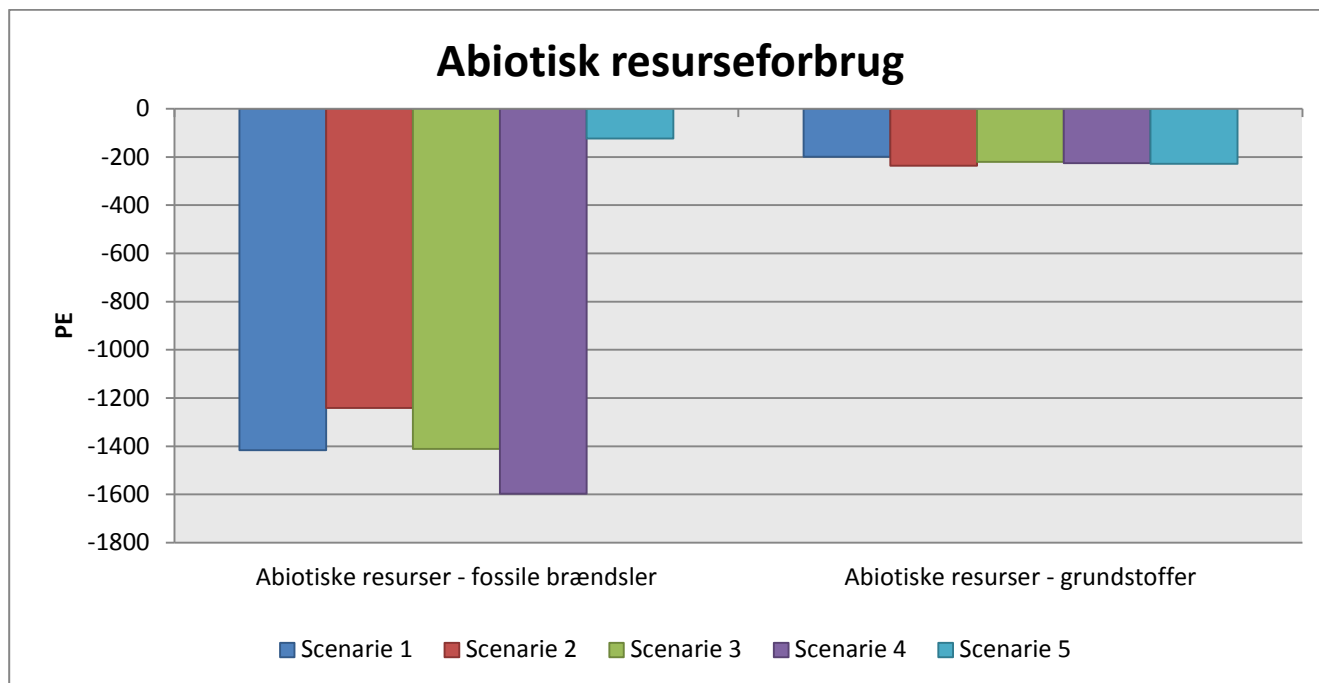


Figur 9 Totale potentielle toksiske miljøpåvirkninger for behandling af den samlede årlige mængde kildesorteret organisk dagrenovation og organisk dagrenovation i restaffaldet i den danske-tyske grænseregion.

Betragter man forskellen mellem scenarierne indbyrdes ligger forskellene inden for en faktor 2, hvilket er langt fra den indbyggede usikkerhed i metoden, som ligger mellem en faktor 10 – 1000 (Europa Kommissionen, 2011). Dog må forskellen mellem basisscenariet og de resterende scenarier formodes at være reel i den forstand, at de potentielle toksiske miljøpåvirkninger (som beskrevet mere detaljeret i afsnit 5.2) næsten udelukkende skyldes tilstedeværelse af zink i kompost og digestat, som ikke udbringes til landbrugsjord i samme mængder i basisscenariet. Det er blot på grund af metodens usikkerhed ikke muligt at udtale sig om den absolutte størrelse af de potentielle miljøpåvirkninger såvel som den relative forskel mellem scenarier.

Det er ligeledes vigtigt at holde fast i, at der ikke er tale om en risikovurdering, men derimod en vurdering af potentielle miljøeffekter. Om det reelt er skadeligt, skal der f.eks. en risikovurdering til at vurdere. Værdierne for humantoksicitet – cancer ligger mellem 149 PE i scenarie 1 og 603 PE i scenarie 2. Som for de to ovennævnte toksicitetskategorier er usikkerhederne så store, at forskellene ikke bør anvendes i konklusionerne. For partikler har scenarie 1 den største besparelse på -580 PE, mens scenarie 5 har en belastning på 110 PE.

Det abiotiske resurseforbrug i form af fossile brændsler og grundstoffer kan ses på Figur 10. Det bemærkes, at der er tale om netto-miljøbesparelser i samtlige kategorier.



Figur 10 Totalt resurseforbrug for behandling af den samlede årlige mængde kildesorteret organisk dagrenovation og organisk dagrenovation i restaffaldet i den danske-tyske grænseregion.

De abiotiske resurseforbrug for de forskellige scenarier er alle i samme niveau, med undtagelse af besparelse af fossile brændsler i scenarie 5, som er væsentligt mindre end i de resterende scenarier. Dette skyldes at kompostanlægget i scenarie 5 ikke producere noget elektricitet eller varme, som kan fortrænge fossilt produceret elektricitet og/eller varme, og dermed ikke leder til en besparelse. Besparselsen af abiotiske resurser – grundstoffer er meget lille, nogle få hundrede PE, og inkluderer besparelse af fosfor, men også andre grundstoffer. En mere detaljeret beskrivelse af mekanismerne bag disse besparelser findes i afsnit 5.2.

5.1.1 Konklusioner for de totale potentielle miljøpåvirkninger

Med hensyn til de overordnede resultater for de "generelle" miljøpåvirkningskategorier, toksiske miljøpåvirkningskategorier samt forbrug af abiotiske resurser kan følgende konkluderes:

- Intet scenarie er bedst i samtlige miljøpåvirkningskategorier, og der kan derfor ikke peges på ét scenarie, som overordnet set er miljømæssigt bedst.
- De foreslåede forandringer i fremtidsscenarierne medfører ikke potentielle miljøforbedringer i alle påvirkningskategorier; i nogle "generelle" kategorier er basisscenariet bedst herunder drivhuseffekt (-1560 PE svarende til 12.600 ton CO₂-ækv.) og marineutrofiering (6000 PE).
- Affaldssystemets relative bidrag til samfundets samlede miljøpåvirkninger var små i de "generelle" påvirkningskategorier, idet de maksimalt udgjorde 0,8 % (marineutrofiering).
- De toksiske miljøpåvirkningskategorier udviser numerisk set meget høje netto-miljøbelastninger, som dog pga. LCA-metodens usikkerhed ikke bør tillægges vægt ved rangordning af scenarier eller ved vurdering af affaldssystemets relative bidrag til samfundets samlede miljøpåvirkninger.

- Der var netto-miljøbesparelse mht. forbrug af abiotiske resurser i alle scenarier. Besparelsen af grundstoffer var meget små, men skyldtes bl.a. fosfor-besparelser ved øget udnyttelse af kompost/digestat.

5.2 Potentielle miljøpåvirkninger fordelt på behandlingsteknologier

I det forudgående afsnit vistes de potentielle miljøpåvirkninger som nettoværdier dvs. som summen af de potentielle miljøpåvirkninger for samtlige delprocesser, som indgår i de enkelte scenarier. I dette afsnit vises bruttoværdierne, således at de potentielle miljøpåvirkninger for hvert scenarie er delt op på de indgående behandlingsteknologier. Med behandlingsteknologier menes i denne sammenhæng ikke kun teknologiens, f.eks. forbrændingsanlæggets, direkte miljøpåvirkninger i form af emissioner fra anlægget, men også substitutionerne forbundet med affaldsbehandlingen.

Det er valgt at inddele hvert scenarie i seks behandlingsteknologier bestående af "indsamling og transport", "Forbrænding" inklusiv substitution af el og fjernvarme, "biologisk behandling" inklusiv substitution af el og varme ved udnyttelse af biogassen, "udspredning af kompost/digestat" inklusiv substitution af kunstgødning, "askebehandling" inklusiv substitution af vejmateriale ved brug af slagge fra forbrænding til vejbygning samt "mekanisk og biologisk behandling" som betegner de tyske MBT-anlæg.

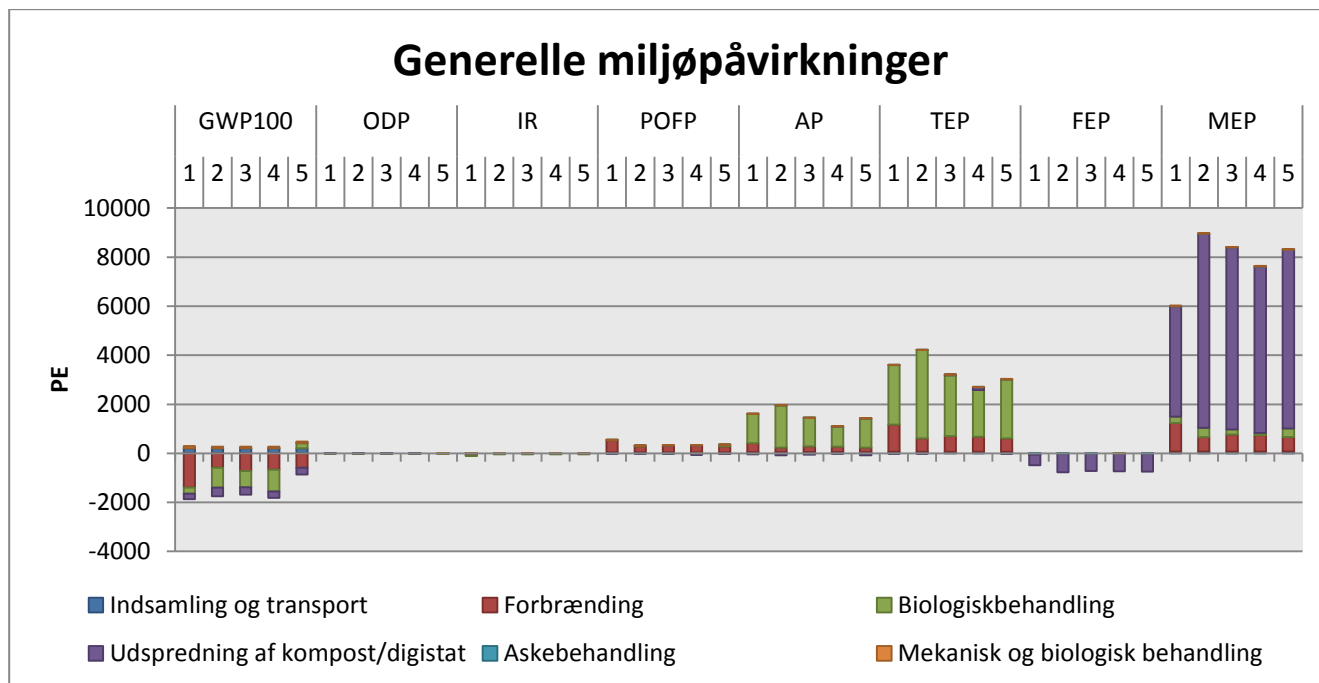
Der kan forekomme både numerisk negative værdier (miljøbesparelser) og positive værdier (miljøbelastninger) i en miljøpåvirkningskategori i samme scenarie, men det gøres opmærksom på, at summen af værdierne er de samme, som blev præsenteret i afsnit 5.1. Ved at vise bruttoværdier fremgår det hvilke delprocesser, som har betydning for det samlede resultat for de enkelte scenarier, hvilket er nyttigt, hvis man ønsker at forbedre affaldssystemets miljøprofil. Uanset om nettoværdierne i visse miljøpåvirkningskategorier er meget små, som det var tilfældet for stratosfærisk ozonnedbrydning og ioniserende stråling i Figur 8 i afsnit 5.2, bør man altid kigge på bruttoværdierne, inden man vurderer om disse miljøpåvirkningskategorier er uden betydning for miljøvurderingens konklusioner. Hvis der på samme tid indgår store negative og positive potentielle miljøpåvirkninger i en miljøpåvirkningskategori kan resultatet blive tæt på nul, men ændring af affaldssystemet vil alligevel kunne afstedkomme væsentlige påvirkninger af resultatet.

Udover at kende de potentielle miljøpåvirkningers fordeling på de indgående behandlingsteknologier kan det være nyttigt at vide hvilke enkeltstoffer og kemiske forbindelser der har betydning for miljøvurderingen. Der er derfor til sidst i afsnittet en tabel med en liste over stoffer, der påvirker de enkelte miljøpåvirkningskategorier.

Figur 11 viser de "generelle" potentielle miljøpåvirkninger for delt på behandlingsteknologier. Det kan bekræftes, at "stratosfærisk ozonnedbrydning" og "ioniserende stråling" ikke udgør nogle betydelige effekter, idet der er tale om meget små bruttoværdier som tilsammen resulterer i små nettoværdier.

For "drivhuseffekt" bidrager indsamling og transport, askebehandling samt mekanisk og biologisk behandling med en belastning af miljøet, mens forbrænding, biologiskbehandling og brugen af kompost/digestat til en besparelse. For forbrænding og biologisk behandling skyldes besparelsen fortrængning af fossile brændsel ved produktionen af elektricitet (primært) og varme (til en mindre del). For komposten/digestaten skyldes besparelsen kulstofslagring i jorden og ikke i stor grad substitution af kunstgødning.

For "fotokemisk ozondannelse" skyldes belastningerne primært affaldsforbrænding, men også den biologiske behandling har i nogle tilfælde (scenarie 1, 2 & 5) en belastning. Besparselserne kommer fra biologisk behandling (scenarie 3 & 4) og anvendelsen af kompost/digestat. I alle tilfælde skyldes besparelserne eller belastningerne primært NO_x-emissioner.



Figur 11 Totale potentielle ikke-toksiske miljøpåvirkninger fordelt på behandlingsteknologier for behandling af den samlede årlige mængde kildesorteret organisk dagrenovation og organisk dagrenovation i restaffaldet i den danske-tyske grænseregion. GWP100 = drivhuseffekt, ODP = ozonnedbrydning, IR = Ioniserende stråling, POFP = ozondannelse, AP = forsuring, TEP = eutrofiering, FEP = ferskvandseutrofiering, MEP = marineutrofiering. Tallene 1 til 5 under hver påvirkningskategori betegner scenarierne.

For "forsuring" bidrager alle processer til en belastning med undtagelse af anvendelsen af kompost/digestat. Den biologiske behandling bidrager mest efterfulgt af forbrænding; dette gør sig gældende for alle fem scenarier. For forbrænding skyldes belastningen primært NO_x og SO₂, mens det for den biologiske behandling skyldes emissioner af ammoniak (NH₃).

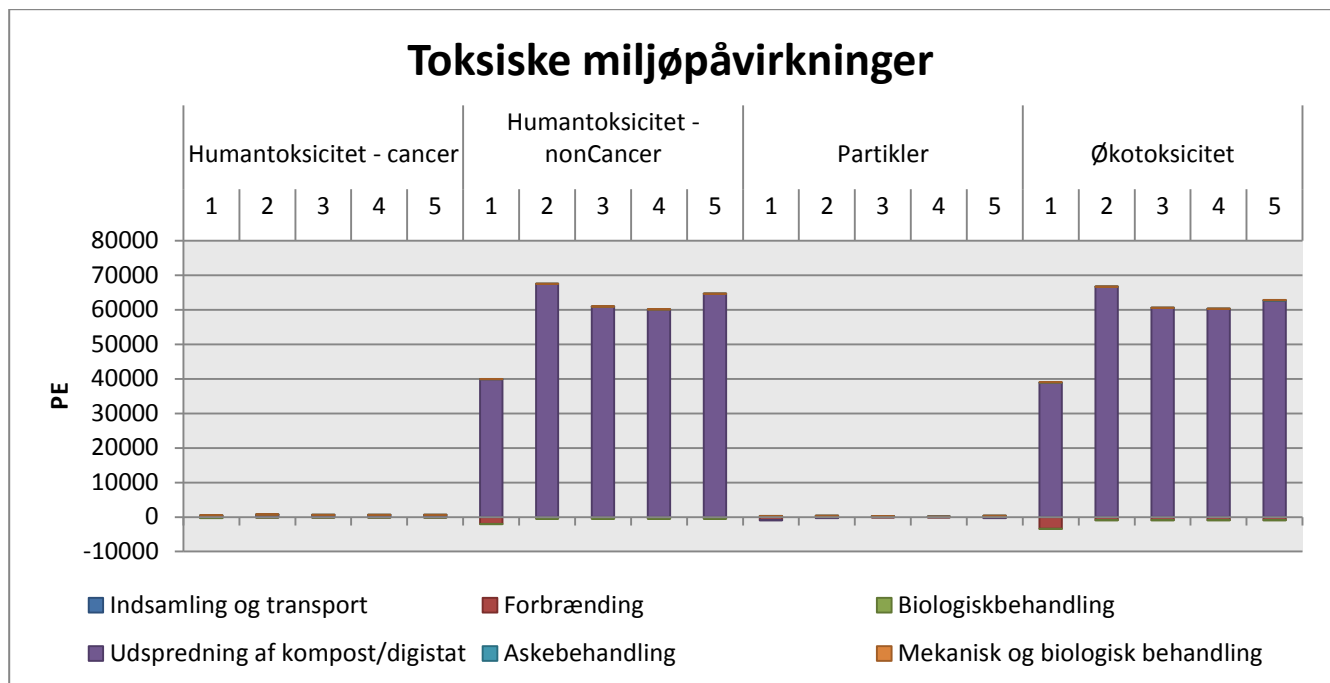
For "terrestrisk eutrofiering" ses et tilsvarende mønster som for "forsuring", og for forbrænding er det NO_x der bidrager, og ammoniak for den biologiske behandling. Dog er der for scenarie 4 en øget emission fra anvendelsen af digestatet på landbrugsjord, som skyldes emissioner af ammoniak.

For "ferskvand eutrofiering" er der i alle scenarier en besparelse, som for scenarie 2-5 er ca. dobbelt så stor som scenarie 1. Besparelsen skyldes anvendelsen af kompost/digestat på landbrugsjord, og skal tilskrives en mindre udvaskning af fosfat ved undgået produktion af jomfruelig kunstgødning (P-gødning).

For "marin eutrofiering" er der for ingen af processerne en netto besparelse. Belastningerne skyldes hovedsageligt anvendelsen af kompost/digestat på landbrugsjord, men forbrænding og biologiskbehandling

bidrager også. Belastningen ved anvendelsen af kompost/digestat skyldes nitratudvaskning, som gennem grund- og overfladevand ender op i marine miljøer. For forbrænding skyldes belastningen NO_x, mens den for biologiskbehandling tilskrives ammoniak.

Figur 12 viser de toksiske potentielle miljøpåvirkninger fordelt på behandlingsteknologier. Først skal det nævnes, at de tre toksiske kategorier humantoksicitet – cancer, humantoksicitet – nonCancer og økotoksicitet er behæftet med meget store usikkerheder, men vil alligevel blive beskrevet her efter kategorien ”partikler”.



Figur 12 Totale toksiske miljøpåvirkninger fordelt på behandlingsteknologier for behandling af kildesorteret organisk dagrenovation og organisk affald i restaffaldet i den danske-tyske grænseregion.

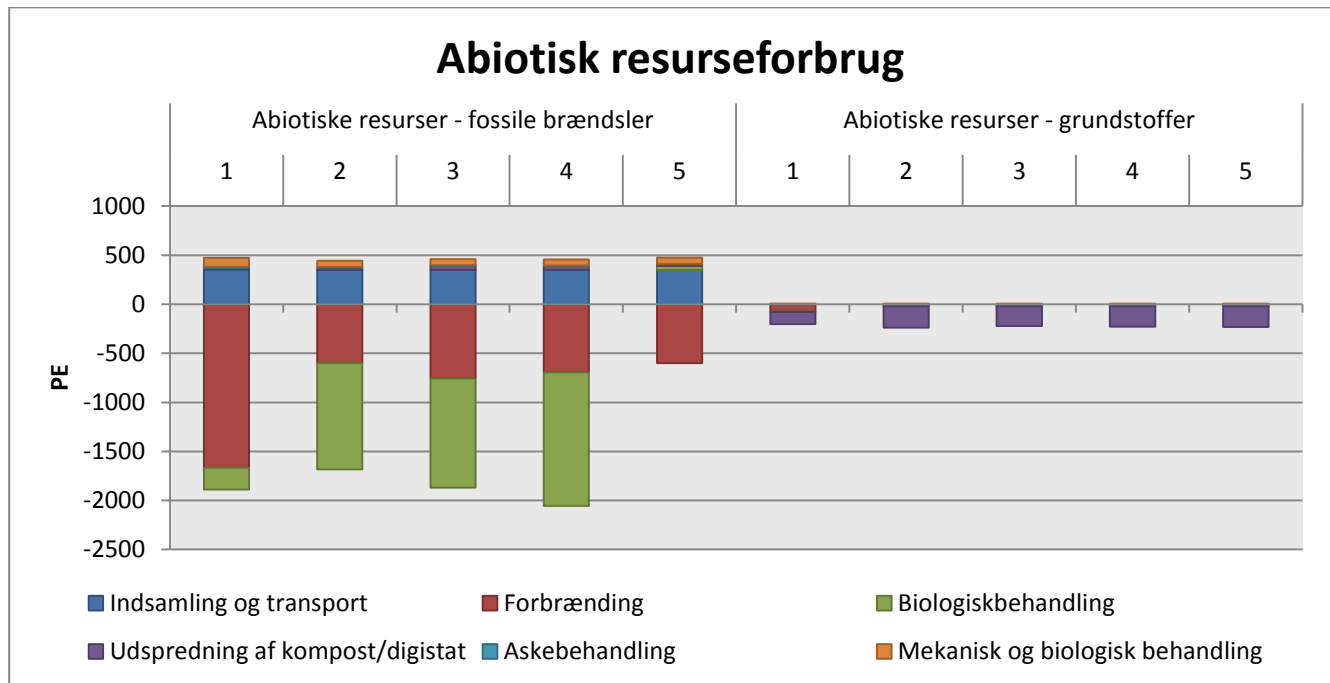
For ”partikler” ses meget små nettoværdier bestående af små besparelser ved forbrænding og en belastning fra biologiskbehandling. For biologisk behandling skyldes belastningen ammoniak, og for forbrænding skyldes besparelsen partikler.

For ”humantoksicitet – cancer” er der besparelser for forbrænding og biologiskbehandling og belastning for anvendelse af kompost/digestat. Besparelsen skyldes, for begge processer, hovedsageligt substitutionen af elektricitet og den dermed undgåede emission af kviksølv. Belastningen skyldes hovedsageligt kviksølv i komposten/digestaten, men også bly og nikkel.

For ”humantoksicitet – nonCancer” og ”økotoksicitet” skyldes belastningerne og besparelserne samme processer og samme stoffer. Den helt dominerende belastning skyldes anvendelsen af kompost/digestat på jord og kommer primært fra zink og nikkel. For humantoksicitet – nonCancer står zink for mere end 90 % af belastningen, og for økotoksicitet mere end 70 %. Nikkel står næsten for de resterende ca. 30 % i økotoksicitetskategorien. Da det er metaller, der står for effekten i denne kategori, skal den tillægges meget

lidt vægt både på baggrund af de store interne usikkerheder ved metoden, og fordi metoden for metaller kun er på et midlertidigt stadie og endnu ikke færdig udviklet (www.usetox.org). For forbrænding ses en ikke uvæsentlig besparelse især i scenarie 1, bl.a. fordi der her forbrændes mest organisk affald, denne besparelse skal tilskrives varmesubstitutionen og kommer fra undgåede zinkemissioner (som skyldes den bagved liggende Ecolnvent-proces).

Figur 13 viser forbruget af abiotiske resourcer i form af fossile brændsler og grundstoffer fordelt på behandlingsteknologier.



Figur 13 Totale resurseforbrug fordelt på behandlingstype for behandling af kildesorteret organisk dagrenovation og organisk affald i restaffaldet i den danske-tyske grænseregion.

For "abiotiske resurser – fossile brændsler" bidrager fire af behandlingsteknologierne markant: indsamling og transport, mekanisk og biologiskbehandling, forbrænding og biologiskbehandling. De to førstnævnte giver en belastning i og med, at de ikke resulterer i nogen substitution. Belastningen fra indsamling og transport skyldes brugen af diesel til transport, og for mekanisk og biologiskbehandling er det kul, som stammer fra elektricitetsforbrug fra det omkringliggende energisystem. Besparelserne kommer fra forbrænding og biologiskbehandling, og stammer primært fra substitutionen af elektricitet samt de forskellige varmesystemer.

For "abiotiske resurser – grundstoffer" er der en ganske lille nettobesparelse i samtlige scenarier, som hovedsagelig kommer fra anvendelsen af kompost/digestat og til dels substitutionen fra forbrænding. Besparelsen ved anvendelse af kompost/digestat kommer fra besparelse af kunstgødning, primært fosfor. Tabel 15 viser en oversigt over fosforbesparelserne i de forskellige scenarier. For forbrænding skyldes besparelserne mange forskellige metaller (Cr, Cd, Zn m.fl.).

Tabel 15 Fosforbesparelse i de forskellige scenarie, angivet som PE og tons.

Scenarie	1	2	3	4	5
Fosforbesparelse (PE)	4,264	7,455	6,974	7,13	7,852
Fosforbesparelse (tons)	750	1.350	1.250	1.300	1.400

I Tabel 16 ses en samlet oversigt over, hvilke elementer der har størst indflydelse på resultatet for en given miljøpåvirkningskategori.

Tabel 16 Enkeltstoffer og kemiske forbindelser med markant indflydelse på en given påvirkningskategori.

Påvirkningskategori	Vigtige elementer	Navn
Generelle påvirkningskategorier		
Drivhuseffekt	CO ₂ -fossil, N ₂ O, CH ₄	Kuldioxid, lattergas, metan
Stratosfærisk ozonnedbrydning	Halon- og CFC-gasser	
Ioniserende stråling	C-14	kulstof 14
Fotokemisk ozondannelse	NO _x , CO, NMVOC	Kvælstofoxider, kuliite, flygtige organiske komponenter uden metan
Forsuring	NO _x , SO ₂ , NH ₃	Kvælstofilte, svovldioxid, ammoniak
Terrestriskeutrofiering	NO _x , NH ₃	Kvælstofilte, ammoniak
Ferskvandseutrofiering	P, PO ₄ ³⁻	Fosfor, fosfat
Marineutrofiering	NO _x , NO ₃ ⁻ , NH ₃	Kvælstofilte, nitrat, ammoniak
Toksiske påvirkningskategorier		
Humantoksicitet – cancer	CrVI, Cd, CH ₂ O, Hg, Pb, Ni	Krom, cadmium, formaldehyd, kviksølv, bly, nikkel
Humantoksicitet – Noncancer	Zn, Cd, Hg, Pb	Zink, cadmium, kviksølv, bly
Økotoxicitet	Zn, Cu	Zink, kobber
Partikler	Partikler, NO _x , NH ₃	Partikler, kvælstofoxider, ammoniak
Resurseforbrugskategorier		
Abiotisk resurseforbrug – fossilt	Kul, olie, gas	
Abiotisk resurseforbrug – elementer	P, Cu, Cr, Cd, Pb	Fosfor, kobber, krom, cadmium, bly

Det bemærkes, at ferskvandseutrofiering og på den anden side terrestrisk og marineutrofiering påvirkes af forskellige stoffer, idet ferskvandseutrofiering udelukkende påvirkes af P-holdige stoffer, hvorimod de to andre typer eutrofiering skyldes N-holdige stoffer. I den valgte LCA-metode beregnes potentiel eutrofiering på denne måde, således at det kun er det betragtede økosystems begrænsende næringsstof, som indgår. Dette er med til at forklare de forskellige mønstre for eutrofiering, som kan ses af Figur 11.

Ydermere bør det bemærkes, at metaller er altafgørende for de toksiske påvirkningskategorier, og LCA-metodens usikkerhed taget i betragtning, bør resultaterne derfor tolkes med stor forsigtighed.

5.2.1 Delkonklusioner for de potentielle miljøpåvirkninger fordelt på behandlingsteknologier

Med hensyn til de potentielle miljøpåvirkninger fordelt på behandlingsteknologier kan følgende konkluderes:

- Stratosfærisk ozonnedbrydning og ioniserende stråling udgør ikke nogle betydelige effekter og kan udelades i konklusionerne.
- For "drivhuseffekt" bidrager indsamling og transport, askebehandling samt mekanisk og biologisk behandling med en belastning af miljøet, mens forbrænding, biologiskbehandling og brugen af kompost/digestat til en besparelse. For forbrænding og biologisk behandling skyldes besparelsen fortrængning af fossile brændsel ved produktionen af elektricitet (primært) og varme (til en mindre del). For komposten/digestaten skyldes besparelsen kulstofslagring i jorden og ikke i stor grad substitution af kunstgødning.
- For ferskvand eutrofiering er der i alle scenarier en besparelse, som for scenarie 2-5 er ca. dobbelt så stor som scenarie 1. Besparelsen skyldes anvendelsen af kompost/digestat på landbrugsjord.
- Som beskrevet forskellige steder i rapporten er de toksiske potentielle miljøpåvirkninger behæftet med så store usikkerheder, at de ikke bør indgå i rapportens konklusioner.
- For "abiotiske resurser – grundstoffer" er der en ganske lille nettobesparelse i samtlige scenarier, som hovedsagelig kommer fra anvendelsen af kompost/digestat.

5.3 Potentielle miljøpåvirkninger fordelt på behandlingsteknologier for de enkelte affaldsselskaber for udvalgte påvirkningskategorier

I dette afsnit er de potentielle miljøpåvirkninger vist for de mængder affald, der håndteres af de enkelte affaldsselskaber. Dette er gjort, fordi der er store forskelle på de nuværende systemer selskaberne anvender, mængden af affald de håndterer, og hvordan fremtidsscenarierne ser ud. Sidst nævnte forskelle er mest udtalt for de tyske selskaber sammenlignet med de danske og internt mellem de tyske selskaber, fordi de i det nuværende system allerede har udsortering af organisk affald og i nogle tilfælde har mekanisk- og biologisk behandling.

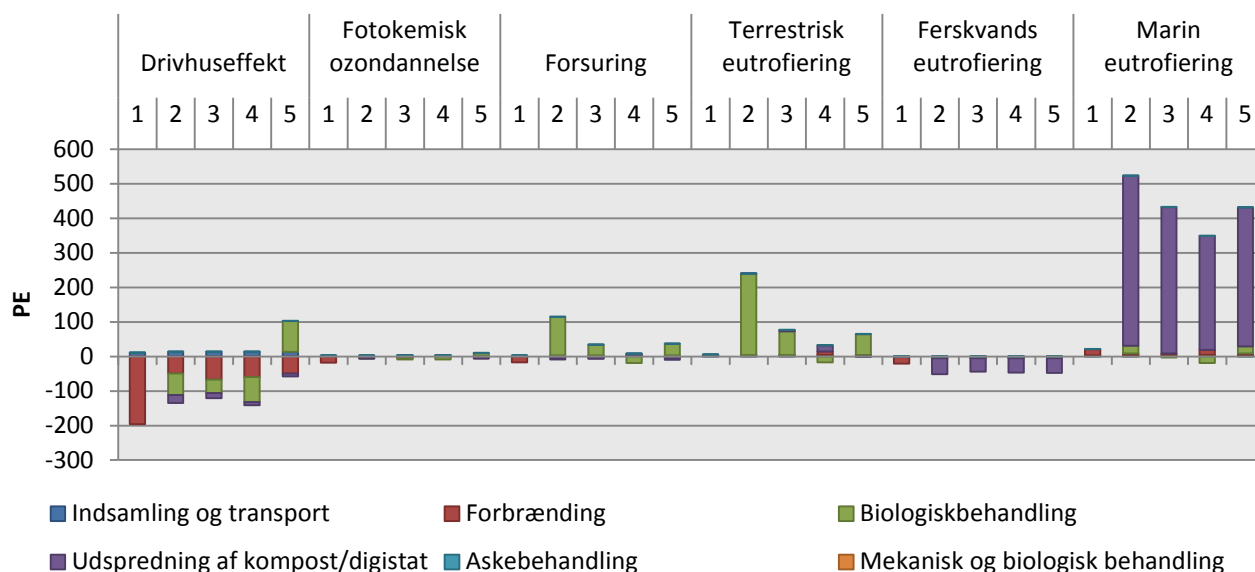
Det er desuden i dette afsnit valgt kun at fokusere på et antal udvalgte miljøpåvirkningskategorier. De fravalgte kategorier blandt de "generelle" miljøpåvirkningskategorier er stratosfærisk ozondannelse og ioniserende stråling, da disse som vist i afsnit 5.2 kun bidrager med meget små netto- og bruttopåvirkninger. Blandt de toksiske miljøpåvirkningskategorier fravalgtes humantoksicitet - cancer, humantoksicitet - nonCancer og økotoksicitet grundet de høje usikkerheder nævnt flere steder i rapporten.

5.3.1 Arwos & Sønderborg Forsyning

Forskellen mellem Sønderborg Forsynings system og Arwos' system er transportdistancer og affaldsmængder. Forskellen i affaldsmængder fører til, at de absolutte værdier for potentielle miljøpåvirkninger for Sønderborg Forsyning er større end for Arwos, fordi der er mere affald, men mønstret i resultaterne er ens, og da transportdistancerne ikke har stor indflydelse på resultatet, er diskussion for de to forsyningsselskaber slået sammen til ét afsnit.

Resultaterne er vist i Figur 14, Figur 15, Figur 16 og Figur 17.

Generelle miljøpåvirkninger - Arwos



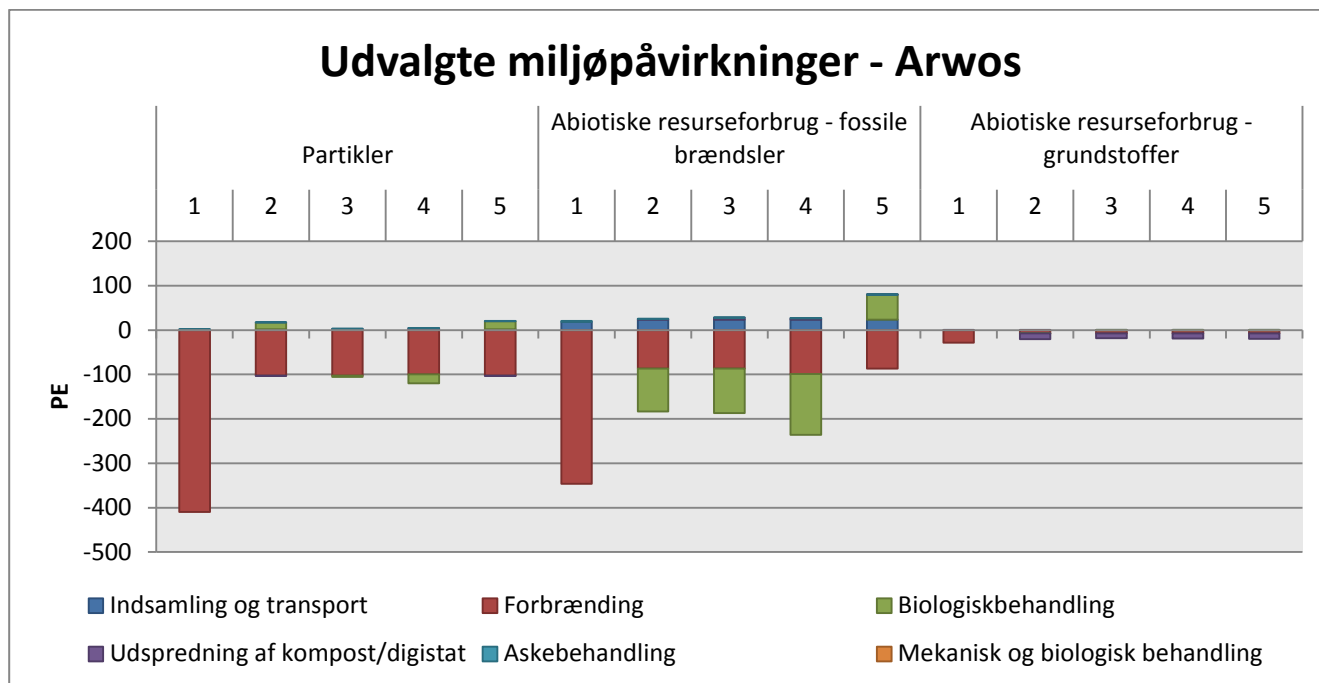
Figur 14 Generelle miljøpåvirkninger (uden stratosfærisk ozonnedbrydning og ioniserende stråling) fordelt på behandlingstyper for behandling af kildesorteret organisk dagrenovation og organisk affald i restaffaldet hos Arwos. Tallene 1 til 5 under hver påvirkningskategori betegner scenarierne.

Basis scenariet er her kun forbrænding på Sønderborg Kraftvarmeværk, og i de fremtidige scenarier er der udsorteret 75 % til de respektive biologiske behandlingsanlæg, og de resterende 25 % går til forbrænding. På Sønderborg Kraftvarmeværk substitueres der udover kulfyret elektricitet også fjernvarme lavet på træpiller.

Forskellene i de samlede resultater er mere udtalte, når man betragter de enkelte affaldsselskaber, end når man betragter affaldsbehandlingen på regionsniveau.

Drivhuseffekten er for scenarie 5 blevet til en netto belastning, og scenarie 1 er en smule bedre end scenarie 2, 3 & 4. Forsuring og terrestrisk eutrofiering har de største påvirkninger fra de biologiske behandlingsanlæg, og ligesom for de samlede resultater skyldes det ammoniak. I scenarie 3 og 4 ses der også en belastning fra forbrænding, som skyldes forbrænding af rejektet fra den biologiske behandling. Desuden har scenarie 4 en belastning fra anvendelsen af digestatet på landbrugsjord.

For ferskvand eutrofiering ses en større besparelse i de fire fremtidsscenarier sammenlignet med scenarie 1, og denne skyldes besparelsen af fosfor, som fører til mindre brydning af jomfruelig fosfor ved undgået produktion af kunstgødning. Marineutrofiering er domineret af anvendelsen af kompost/digestat, og skyldes udvaskning af kvælstof til marine miljøer.



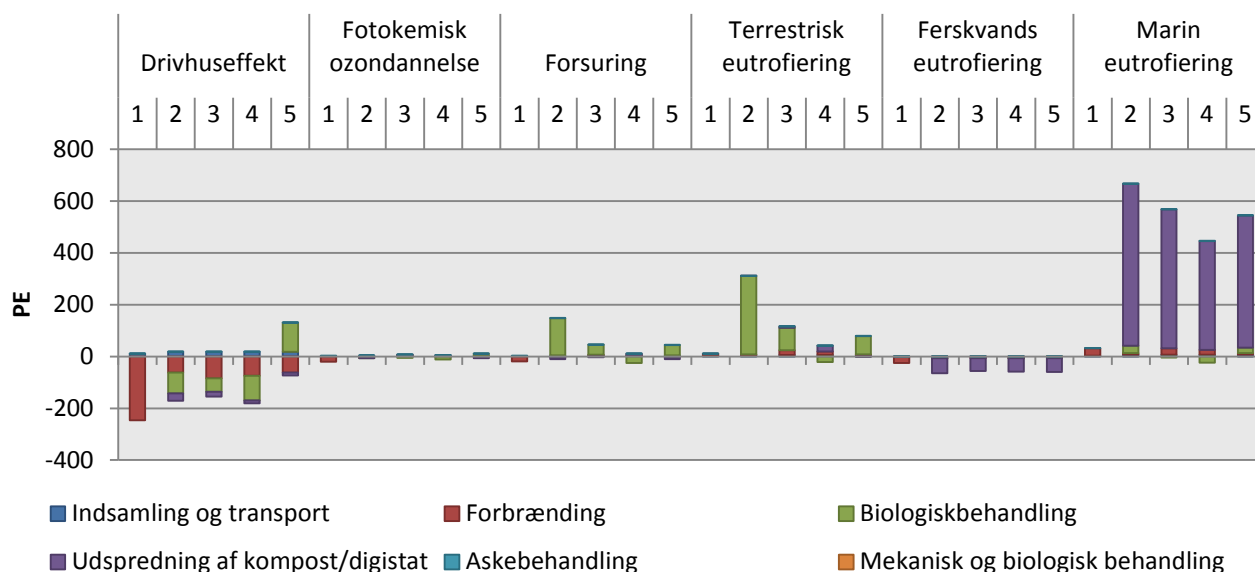
Figur 15 Udvalgte miljøpåvirkninger fordelt på behandlingstyper for behandling af kildesorteret organisk dagrenovation og organisk affald i restaffaldet hos Arwos. Tallene under hver påvirkningskategori betegner scenarierne.

Varmesubstitutionen på forbrændingsanlægget er modelleret på basis af en proces fra en database, hvori der indgår en lang række underprocesser. Disse underprocesser giver et mere detaljeret billede af emissionerne i forhold til tilsvarende processer benyttet andre steder ved modelleringen af affaldssystemet. De potentielle miljøpåvirkninger kan derfor skyldes, at underprocesserne inkluderer stoffer/elementer, som ikke er medtaget i de andre processer, hvor der er indsamlet data direkte fra kilden. Dette gør sig gældende for de tre påvirkningskategorier i Figur 15, hvor forbrændingsanlæggets varmesubstitution giver anledning til besparelser. Besparelserne i kategorien "abiotiske resurseforbrug – grundstoffer" kommer bl.a. fra Cu, Cr og Cd og er formodentlig reel nok, men da den ikke er målt og dermed modelleret for de andre varmesystemer, kan det potentielt give en skævvridning af resultaterne til fordel for denne varmesubstitution.

Besparelsen mht. partikler skyldes primært varmesubstitutionen for forbrændingsanlæggene, hvilket muligvis er overestimeret i forhold til de andre processer som beskrevet ovenfor.

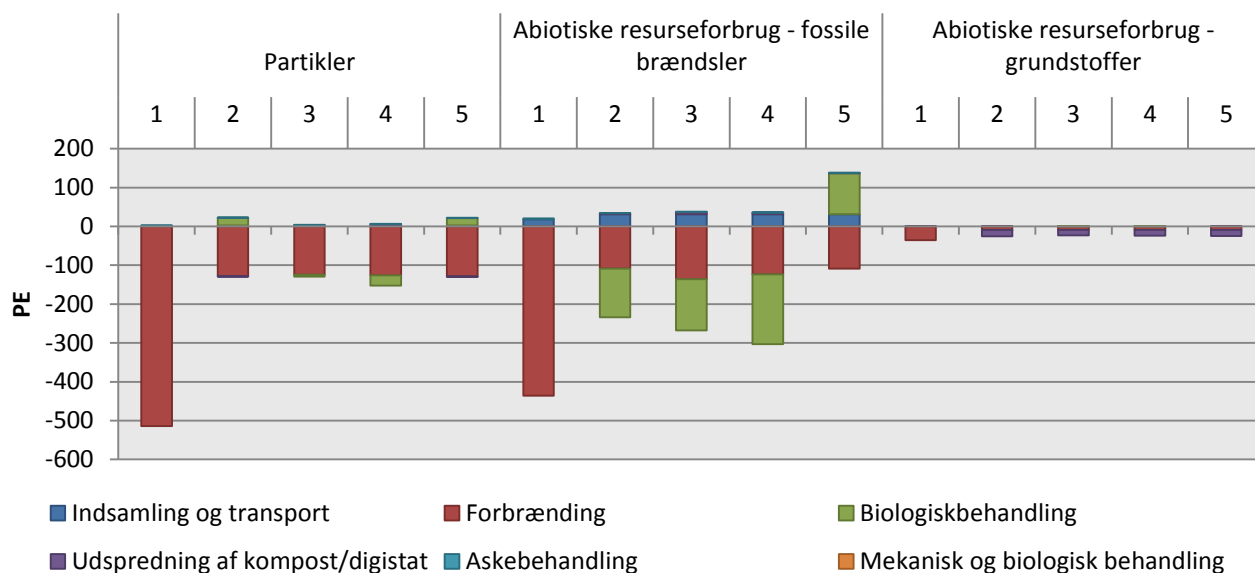
Besparelsen mht. abiotisk resurseforbrug – fossile brændsler skyldes primært substitutionen af kulfyret elektricitetsproduktion, og til dels de forskellige varmesubstitutioner. Belastning i scenarie 5 fra den biologiske behandling skyldes, at der ikke er nogen elektricitets eller varmesubstitution fra komposteringsanlægget. Belastning fra transport i alle scenarierne skyldes forbruget af diesel. Besparelsen mht. abiotisk resurseforbrug – grundstoffer er for scenarie 1 muligvis overestimeret i forhold til de andre scenarier. Den forskel, der med sikkerhed er til stede, er anvendelsen af kompost/digestat på landbrugsjord, hvorved der kommer en større substitution af fosfor og til dels kalium. I scenarie 1 er denne substitution ikke til stede, idet der kun er forbrænding.

Generelle miljøpåvirkninger - Sønderborg Forsyning



Figur 16 Generelle miljøpåvirkninger (uden stratosfærisk ozonnedbrydning og ioniserende stråling) fordelt på behandlingstyper for behandling af kildesorteret organisk dagrenovation og organisk affald i restaffaldet hos Sønderborg Forsyning. Tallene 1 til 5 under hver påvirkningskategori betegner scenarierne.

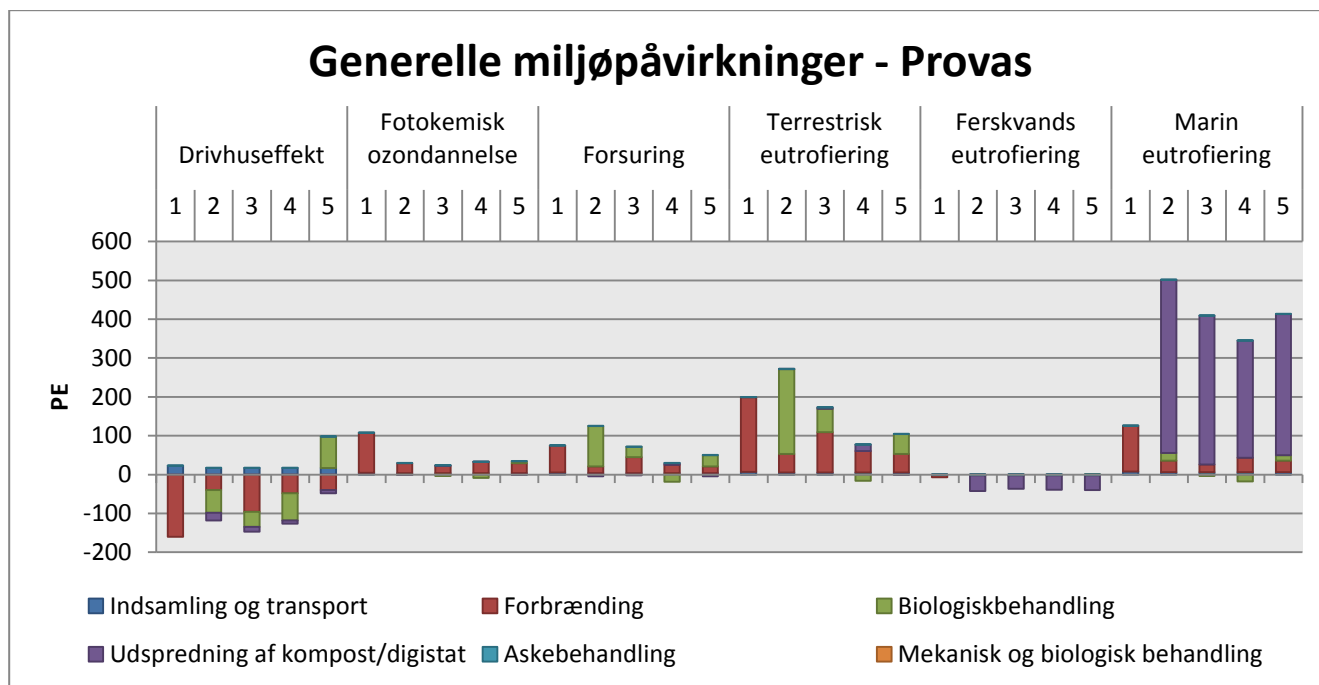
Udvalgte miljøpåvirkninger - Sønderborg Forsyning



Figur 17 Udvalgte miljøpåvirkninger fordelt på behandlingstyper for behandling af kildesorteret organisk dagrenovation og organisk affald i restaffaldet hos Sønderborg Forsyning. Tallene under hver påvirkningskategori betegner scenarierne.

5.3.2 Provas

Resultaterne er vist i Figur 18 og Figur 19.



Figur 18 Generelle miljøpåvirkninger (uden stratosfærisk ozonnedbrydning og ioniserende stråling) fordelt på behandlingstyper for behandling af kildesorteret organisk dagrenovation og organisk affald i restaffaldet hos Provas. Tallene 1 til 5 under hver påvirkningskategori betegner scenarierne.

Basis scenariet er her kun forbrænding på Maabjergværket, og i de fremtidige scenarier er der udsorteret 75 % til de respektive biologiske behandlingsanlæg, og de resterende 25 % går til forbrænding. På Maabjergværket substitueres der udover kulfyret elektricitet også fjernvarme lavet på biogas.

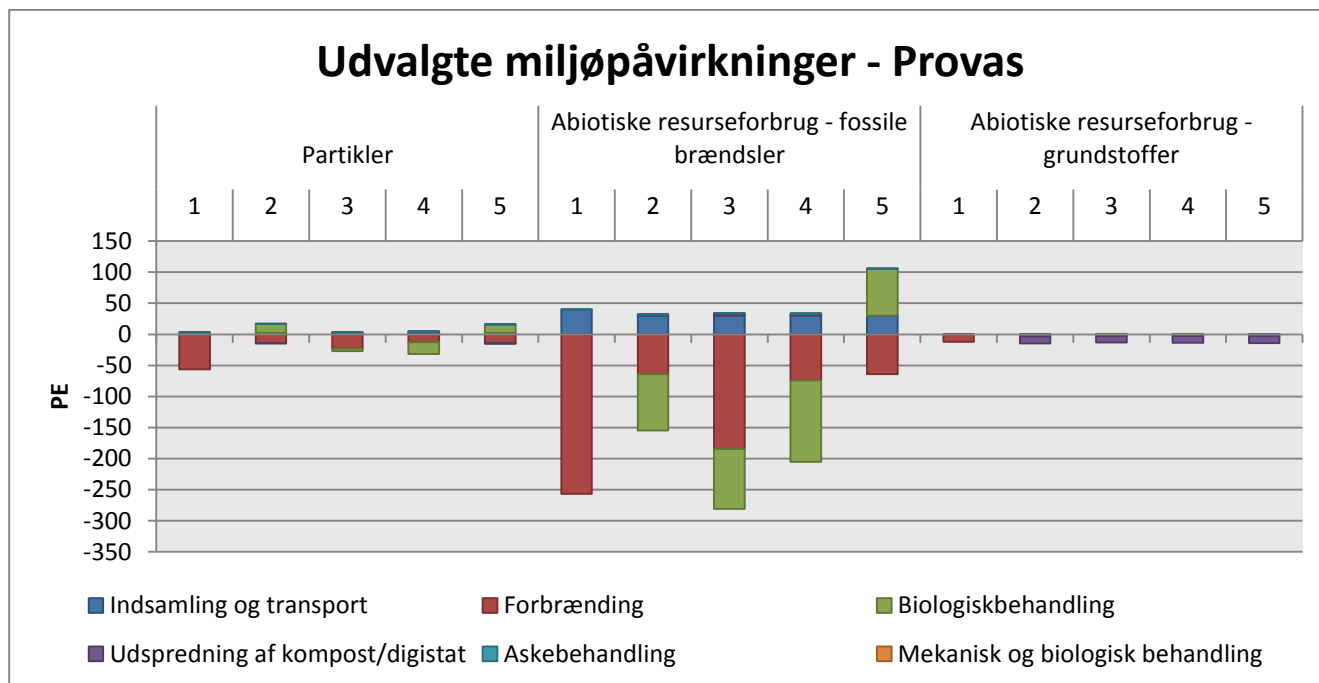
Drivhuseffekten for scenarie 5 er en nettobelastning. De fire andre scenarier er ikke væsentlig forskellig fra hinanden, men bidragene kommer fra forskellige processer. I scenarie 1 og 3 primært fra forbrænding, og i scenarie 2 og 4 primært fra biologiskbehandling og anvendelse af kompost/digestat. Scenarie 3's store påvirkning fra forbrændingsanlæggene skyldes til dels forbehandlingen med skruepresse, som sender 20 % af det kildesorterede organiske dagrenovation tilbage til forbrænding.

Fotokemisk ozondannelse har den største belastning i scenarie 1 grundet den større mængde affald som forbrændes, og skyldes primært NO_x-emissioner.

Forsuring og terrestrisk eutrofiering har påvirkninger fra de biologiske behandlingsanlæg grundet udledningen af ammoniak, mens alle scenarierne har en belastning fra forbrænding. Denne belastning kommer fra NO_x.

For ferskvand eutrofiering ses en større besparelse i de fire fremtidsscenarier sammenlignet med scenarie 1, og denne skyldes besparelsen af fosfor (substitutionen), som fører til mindre udvinding af jomfruelig fosfor. Marin

eutrofiering er i scenarie 2, 3, 4 og 5 domineret af anvendelsen af kompost/digestat, og skyldes udvaskning af kvælstof til marine miljøer. I scenarie 1 ses også en belastning fra forbrænding, som skyldes udledning af NOx.



Figur 19 Udvalgte miljøpåvirkninger fordelt på behandlingstyper for behandling af kildesorteret organisk dagrenovation og organisk affald i restaffaldet hos Provas. Tallene under hver påvirkningskategori betegner scenarierne.

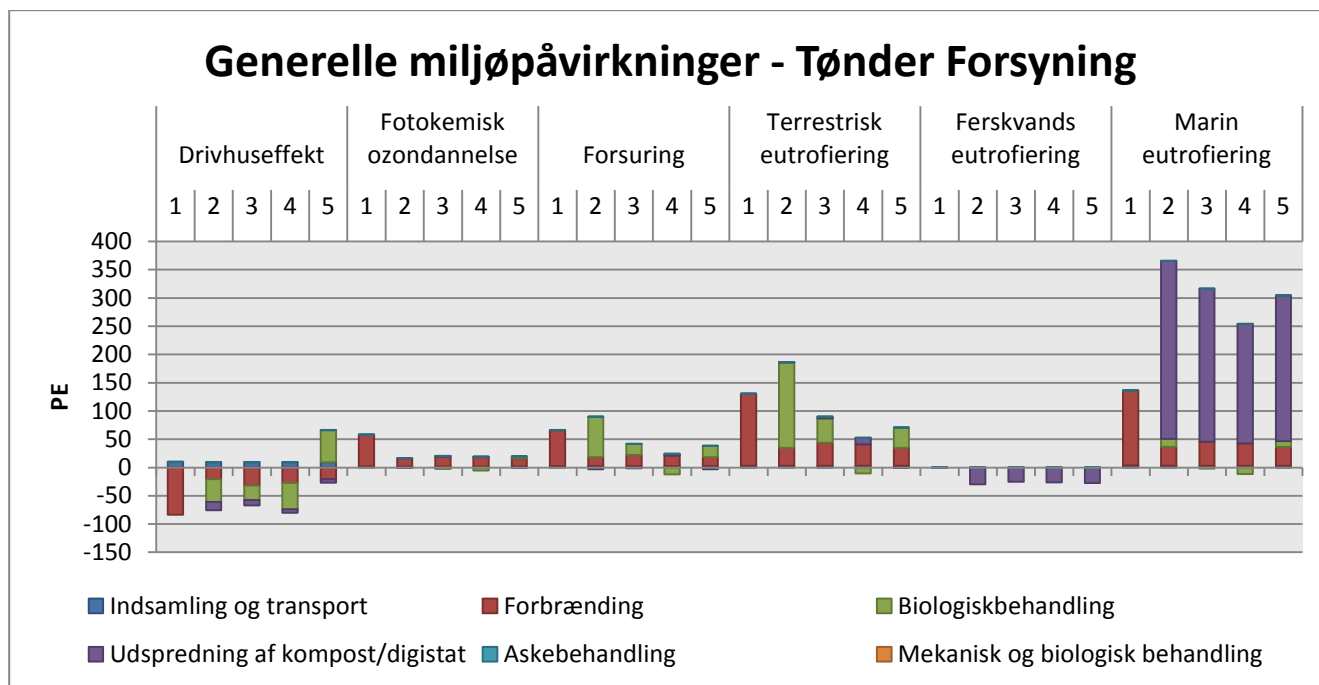
Varmesubstitutionen på Maabjerganlægget er som for Sønderborg Kraftvarmeværk modelleret på basis af en proces fra en database, hvori der er en lang række underprocesser. Dog er konsekvenserne ikke helt så dominerende i dette tilfælde. Det kan her ses, at der i scenarie 2 og 5 er en belastning fra den biologiske behandling, og denne skyldes ammoniakemissioner. Denne belastning er en netto belastning, som består af to tredjedele ammoniakbelastning og en tredjedel partikelbesparelse. I scenarie 3 går disse to emissioner stort set lige op, og i scenarie 4 er ammoniakdelen så lav, at der ses en netto besparelse.

Besparelsen mht. abiotisk resurseforbrug – fossile brændsler skyldes primært substitutionen af kulfyret elektricitets produktion, samt de forskellige varmesubstitutioner. Belastning i scenarie 5 fra den biologiske behandling skyldes, at der ikke er nogen elektricitets eller varmesubstitution fra komposteringsanlægget. Belastning fra transport i alle scenarierne skyldes forbruget af diesel. Her er der ikke principielt nogen forskel fra resultatet fra Arwos og Sønderborg Forsyning, da den primære besparelse kommer fra kulsubstitutionen.

For besparelsen mht. abiotisk resurseforbrug – grundstoffer ses et lignende mønster som for Arwos og Sønderborg Forsyning, hvor scenarie 1 muligvis er overestimeret i forhold til de andre scenarier, dog i mindre grad. Igen er den forskel, der med sikkerhed er til stede, anvendelsen af kompost/digestat på landbrugsjord, hvorved der kommer en større substitution af fosfor og til dels kalium.

5.3.3 Tønder Forsyning

Resultaterne er vist på Figur 20 og Figur 21.



Figur 20 Generelle miljøpåvirkninger (uden stratosfærisk ozonnedbrydning og ioniserende stråling) fordelt på behandlingstyper for behandling af kildesorteret organisk affald og organisk affald i restaffaldet hos Tønder Forsyning. Tallene 1 til 5 under hver påvirkningskategori betegner scenarierne.

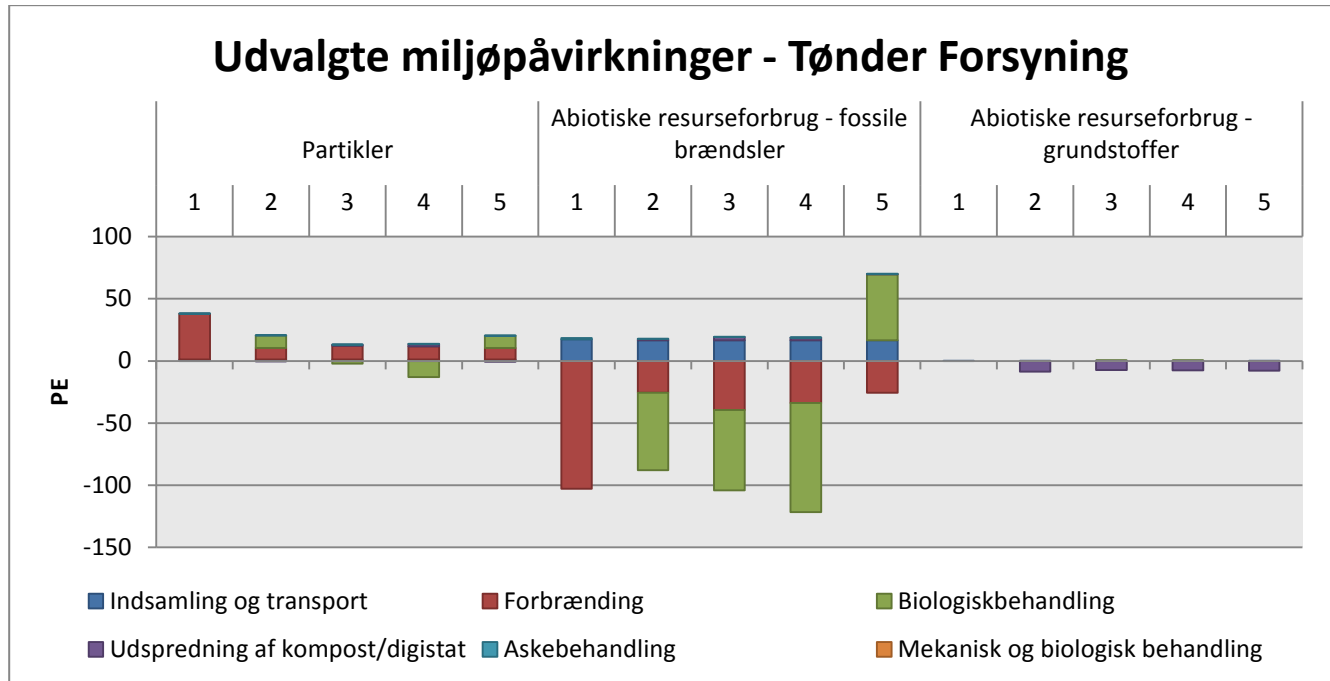
Basis scenariet er her kun forbrænding på TAS forbrændingsanlæg, og i de fremtidige scenarier er der udsorteret 75 % til de respektive biologiske behandlingsanlæg og de resterende 25 % går til forbrænding. På TAS substitueres der udover kulfyret elektricitet også fjernvarme lavet på et centralt gasfyret kraftvarmeværk.

Drivhuseffekten for scenarie 5 er en nettobelastning. De fire andre scenarier er ikke væsentlig forskellig fra hinanden, men bidragene kommer fra forskellige processer. I scenarie 1 og 3 primært fra forbrænding og scenarie 2 og 4 primært fra biologiskbehandling, samt til dels anvendelse af kompost/digestat. Scenarie 3's store påvirkning fra forbrændingsanlæggene skyldes til dels forbehandlingen med skruepresse, som sender 20 % af det kildesorterede organiske dagrenovation tilbage til forbrænding.

Fotokemisk ozondannelse har den største belastning i scenarie 1 grundet den større mængde affald som forbrændes, og skyldes primært NO_x-emissioner.

Forsuring og terrestrisk eutrofiering har påvirkninger fra de biologiske behandlingsanlæg grundet udledningen af ammoniak, mens alle scenarierne har en belastning fra forbrænding. Denne belastning kommer fra NO_x. I scenarie 4 kan der desuden ses en belastning fra anvendelsen af digestat på landbrugsjord, som skyldes ammoniakfordampning fra digestatet. For ferskvand eutrofiering ses en større besparelse i de fire fremtidsscenarier sammenlignet med scenarie 1, og denne skyldes besparelsen af fosfor (substitutionen), som

fører til en mindre udvinding af jomfruelig fosfor samt tilhørende udvaskning af fosfat. Marin eutrofiering er i scenarie 2, 3, 4 og 5 domineret af anvendelsen af kompost/digestat, og skyldes udvaskning af kvælstof til marine miljøer. I scenarie 1 ses også en markant belastning fra forbrænding, ca. en tredjedel til halvdel af de øvrige scenarier, som skyldes udledning af NO_x.



Figur 21 Udvalgte miljøpåvirkninger fordelt på behandlingstyper for behandling af kildesorteret organisk dagrenovation og organisk affald i restaffaldet hos Tønder Forsyning. Tallene under hver påvirkningskategori betegner scenarierne.

Varmesubstitutionen på TAS er modelleret direkte på data fra det anlæg, som producerer den marginale varme, og har derfor ikke den samme skævvridning af resultaterne, som set hos Arwos, Sønderborg Forsyning og Provas. Varmen substituerer fjernvarme produceret på et centralt gasfyret kraftvarmeværk.

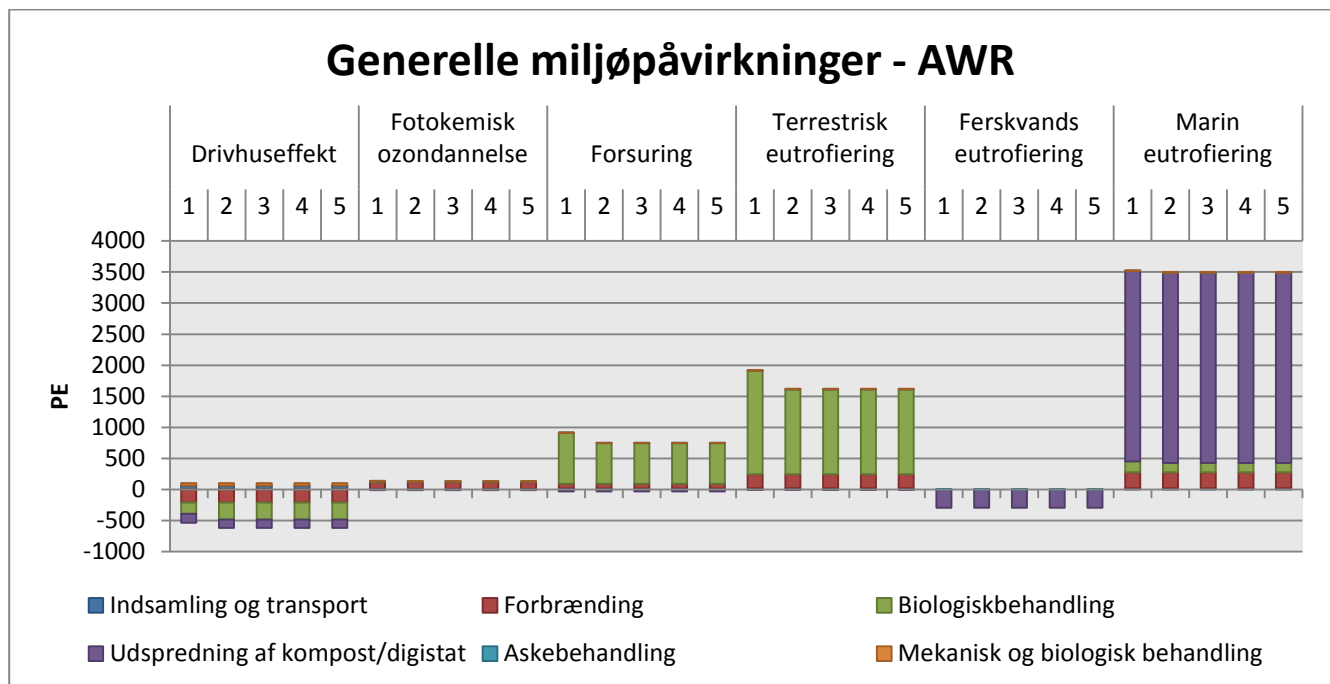
For alle scenarier er der en netto belastning af miljøet, dog er den for scenarie 4 næsten nul (0,6 PE). Belastningen er størst i scenarie 1, og skyldes NO_x og SO₂ emissioner fra forbrændingen. Besparelsen i scenarie 2 og 5 kommer fra den biologiske behandling, og skyldes ammoniakemissioner. Denne belastning er en nettobelastning, som består af to tredjedele ammoniakbelastning og en tredjedel partikelbesparelse. Samme mønster gør sig gældende for scenarie 3 og 4. I scenarie 3 går disse to emissioner stort set lige op, og i scenarie 4 er ammoniakdelen så lav, at der ses en netto besparelse.

Besparelsen mht. abiotisk resurseforbrug – fossile brændsler skyldes primært substitutionen af kulfyret elektricitetsproduktion, samt de forskellige varmesubstitutioner. Belastning i scenarie 5 fra den biologiske behandling skyldes, at der ikke er nogen elektricitets eller varmesubstitution fra komposteringsanlægget. Belastning fra transport i alle scenarierne skyldes forbruget af diesel.

For besparelsen mht. abiotisk resurseforbrug – grundstoffer ses det forventede mønster, som ikke sås hos Arwos, Sønderborg Forsyning og Provas, nemlig at der ikke er en besparelse i scenarie 1. I scenarie 2, 3, 4 og 5 kan det nu ses, at der er en lille forskel i størrelserne på besparelserne. Dette skyldes, at der i de forskellige biologiske behandlingsanlæg producerede forskellige mængde kompost/digestat. Besparelsen skyldes ligesom i de andre resultater besparelser af fosfor og kalium.

5.3.4 AWR

Resultaterne for AWR er en del anderledes end de andre resultater for de enkelte affaldsselskaber, idet der i fremtidsscenarierne ikke udsorteres ekstra organisk dagrenovation. Fremtidsscenarierne for AWR se på ændringen ved forskellige tekniske forbedringer af Borgstedt-anlægget som øget biogasproduktion og lavere ammoniakemission. Derfor vil resultaterne for scenarie 2, 3, 4 og 5 være ens, men forskellige fra scenarie 1. Resultaterne er vist på Figur 22 og Figur 23.

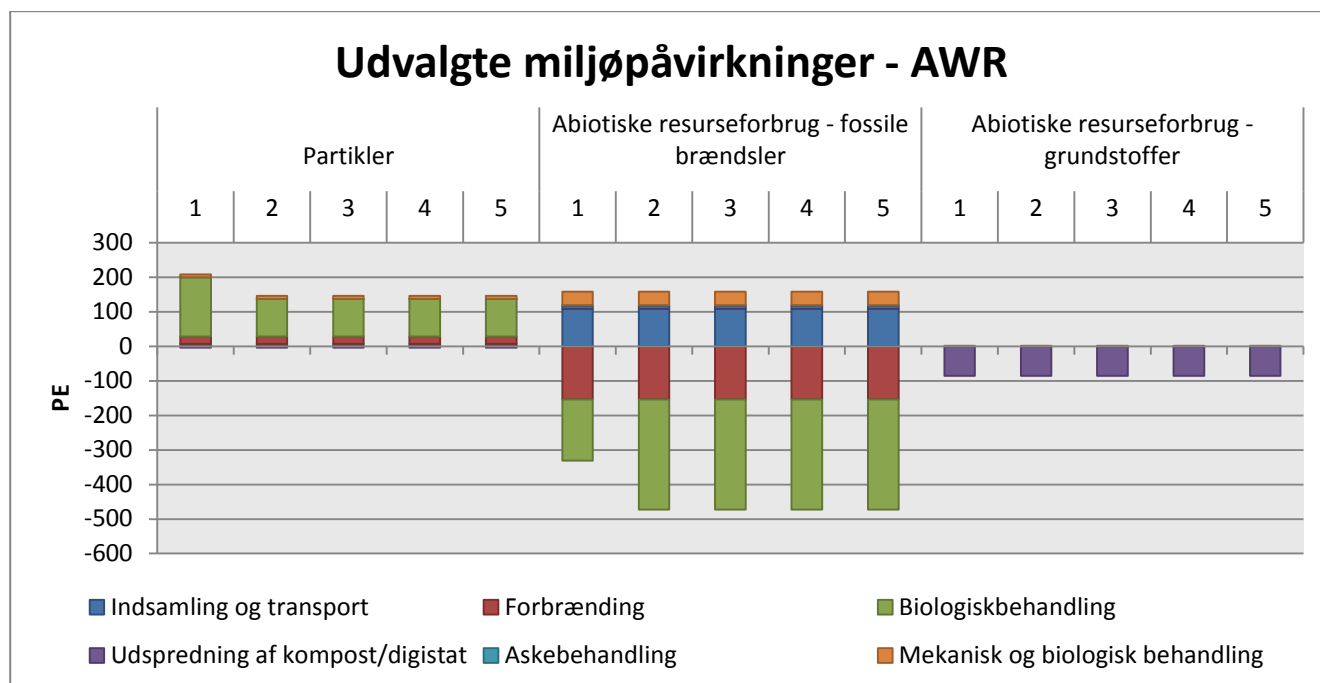


Figur 22 Generelle miljøpåvirkninger (uden stratosfærisk ozonnedbrydning og ioniserende stråling) fordelt på behandlingstyper for behandling af kildesorteret organisk dagrenovation og organisk affald i restaffaldet hos AWR. Tallene 1 til 5 under hver påvirkningskategori betegner scenarierne.

Samtlige miljøpåvirkningskategorier viser samme mønster på tværs af scenarierne, idet hver kategori har enten en besparelse eller belastning, uanset om der ses på scenarie 1 eller fremtidsscenariet (fremtidsscenarierne kan behandles som ét, da de fire fremtidsscenarier er ens). Samtidigt gælder, at fremtidsscenariet i alle miljøpåvirkningskategorier er bedre i større eller mindre grad end scenarie 1. Dette skal for kategorierne drivhuseffekt og abiotisk resurseforbrug – fossile brændsler tilskrives den øgede biogasproduktion og dermed større elektricitets og varmeproduktion, som fører til en for øget substitution.

For fotokemisk ozondannelse, forsurening, terrestrisk eutrofiering og partikler skyldes reduktionen i miljøbelastning, at alt affald i fremtidsscenariet sendes gennem biogasreaktorerne, hvor 30 % af affaldet i scenarie 1 blev sendt direkte til kompostering. De bidragende stoffer er stadigvæk de samme, for fotokemisk ozondannelse er det NO_x, og for forsurening, terrestrisk eutrofiering og partikler er det ammoniak.

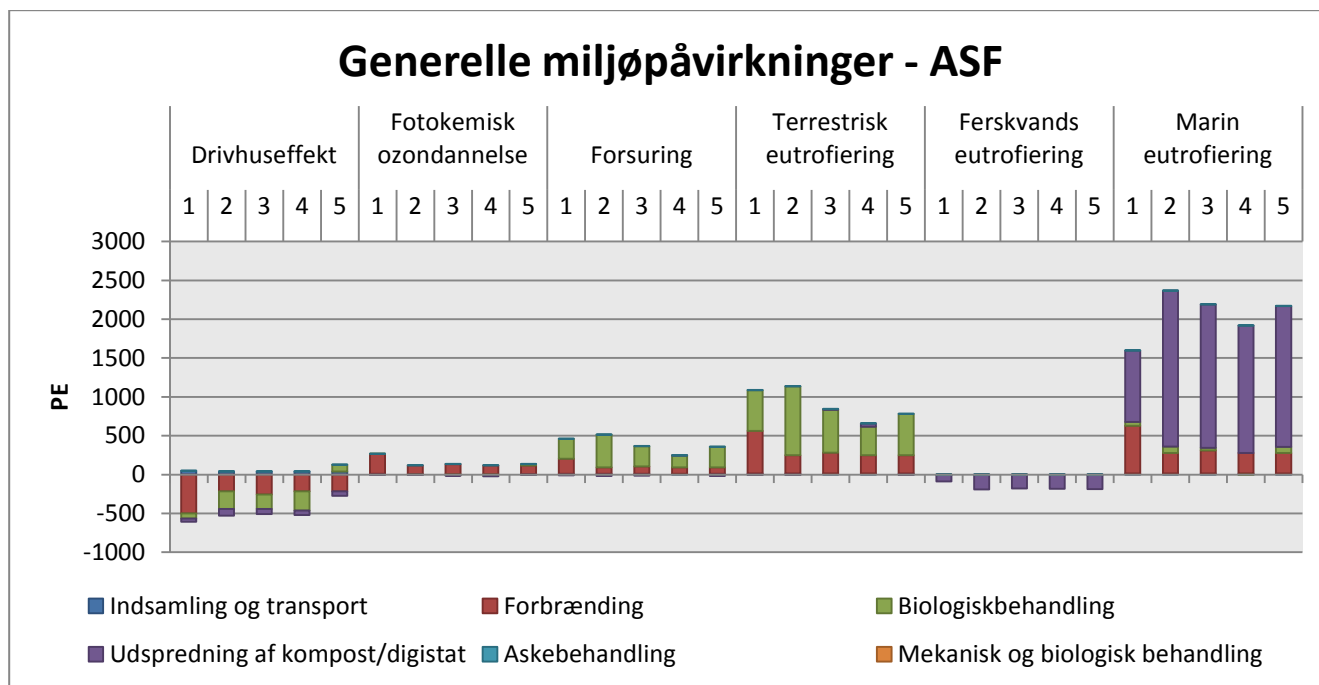
For ferskvandseutrofiering, marineutrofiering og abiotisk resurseforbrug – grundstoffer er der en lille ekstra besparelse for den biologiske behandling, men denne kan ikke ses af figuren.



Figur 23 Udvalgte miljøpåvirkninger fordelt på behandlingstyper for behandling af kildesorteret organisk dagrenovation og organisk affald i restaffaldet hos AWR. Tallene under hver påvirkningskategori betegner scenarierne.

5.3.5 ASF

Resultaterne er vist på Figur 24 og Figur 25.



Figur 24 Generelle miljøpåvirkninger (uden stratosfærisk ozonnedbrydning og ioniserende stråling) fordelt på behandlingstyper for behandling af kildesorteret organisk dagrenovation og organisk affald i restaffaldet hos ASF. Tallene 1 til 5 under hver påvirkningskategori betegner scenarierne.

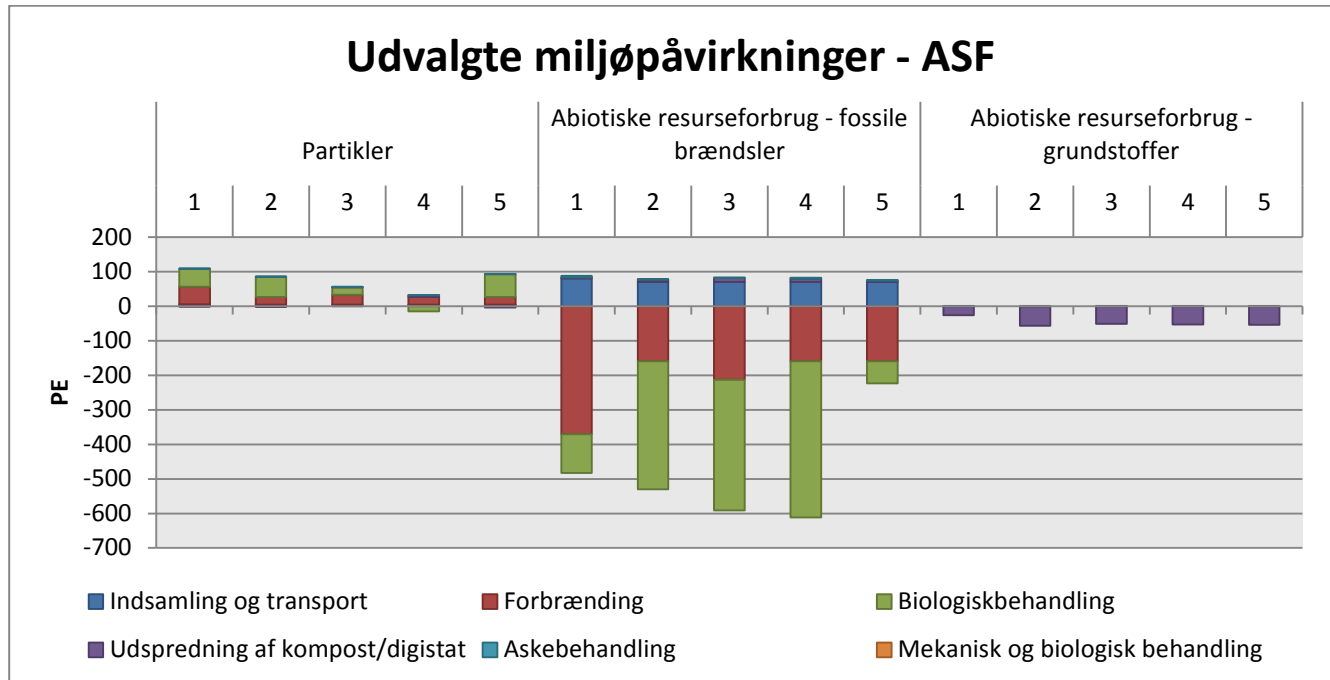
Basis scenariet er her baseret på forbrænding på MVK Kiel med 59 % af det organiske affald sendt hertil. De resterende 41 % sendes til Borgstedt-anlægget. I fremtidsscenarierne bliver der udsorteret 75 % til de respektive biologiske behandlingsanlæg (41 % går fortsat til Borgstedt-anlægget og 34 % går til det respektive biologiske behandlingsanlæg afhængig af scenariet) og de resterende 25 % går til forbrænding. På MVK Kiel substitueres der ud over kulfyret elektricitet også fjernvarme lavet på et centralt kulfyret kraftvarmeværk.

Drivhuseffekten for scenarie 5 er en netto besparelse til forskel fra de danske systemer. Det skyldes, at mindre organisk affald bliver udsorteret til kompostering, da der i alle scenarier minimum sendes 41 % til Borgstedt. De fire andre scenarier er ikke væsentlig forskellig fra hinanden, men bidragene kommer fra forskellige processer. I scenarie 1 kommer de primært fra forbrænding, og i scenarie 2, 3 og 4 kommer ca. halvdelen fra biologiskbehandling og den anden halvdel fra forbrænding, samt en lille del fra anvendelse af kompost/digestat.

Fotokemisk ozondannelse har den største belastning i scenarie 1 grundet den større mængde affald som forbrænding, og skyldes primært NO_x-emissioner.

Forsuring og terrestrisk eutrofiering har påvirkninger fra de biologiske behandlingsanlæg grundet udledningen af ammoniak, og alle scenarierne har en belastning fra forbrænding. Denne belastning kommer fra NO_x. I

scenarie 4 kan der desuden ses en belastning fra anvendelsen af digestat på landbrugsjord, som skyldes ammoniak fordampning fra digestatet. For ferskvand eutrofiering ses en større besparelse i de fire fremtidsscenarier sammenlignet med scenarie 1, og denne skyldes besparelsen af fosfor (substitutionen), som fører til en mindre udvinding af jomfruelig fosfor med resulterende mindre udvaskning af fosfat. Marin eutrofiering er i scenarie 2, 3, 4 og 5 domineret af anvendelsen af kompost/digestat, og skyldes udvaskning af kvælstof til marine miljøer, og har desuden et betydeligt bidrag fra forbrænding. I scenarie 1 er belastningen fra forbrænding næsten lige så stor som belastningen fra biologiskbehandling.



Figur 25 Udvalgte miljøpåvirkninger fordelt på behandlingstyper for behandling af kildesorteret organisk dagrenovation og organisk affald i restaffaldet hos ASF. Tallene under hver påvirkningskategori betegner scenarierne.

Varmesubstitutionen på MVK Kiel er modelleret direkte på data fra et lignende anlæg, som producerer den marginale varme, og har derfor ikke den samme skævvridning af resultaterne, som set hos Arwos, Sønderborg Forsyning og Provas. Varmen substituerer fjernvarme produceret på et centralt kulfyret kraftvarmeværk.

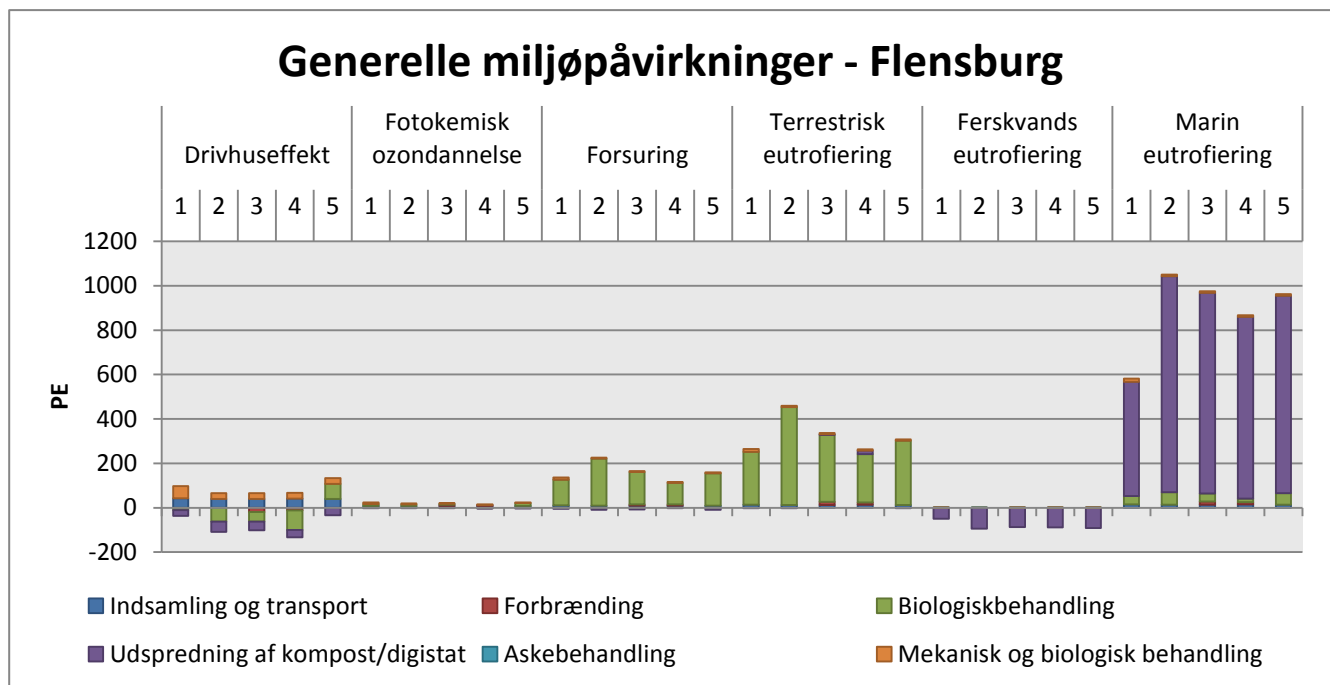
For partikler er der i alle scenarier en nettobelastning af miljøet. Belastningen er størst i scenarie 1 og skyldes NOx og SO₂ emissioner fra forbrændingen.

Besparelsen mht. abiotisk resurseforbrug – fossile brændsler skyldes primært substitutionen af kulfyret elektricitetsproduktion, samt de forskellige varmesubstitutioner. Her ses der ikke en belastning i scenarie 5 (modsat de danske systemer), men derimod en nettobesparelse. Dette skyldes ligesom for drivhuseffekten, at 41 % af det organisk sendes til Borgstedt-anlægget og ”kun” 34 % til kompostering. Belastning fra transport i alle scenarierne skyldes forbruget af diesel.

For besparelsen mht. abiotisk resurseforbrug – grundstoffer ses det forventede mønster: En besparelse i scenarie 1, pga. de 41 % organisk der sendes til Borgstedt, og en større besparelse i fremtidsscenarierne grundet den højere udsortering af organisk affald. I scenarie 2, 3, 4 og 5 kan det nu ses, at der er en lille forskel i størrelserne på besparelserne. Dette skyldes, at der i de forskellige biologiske behandlingsanlæg producerede forskellige mængde kompost/digestat. Besparelsen skyldes ligesom for de andre resultater fosfor og kalium.

5.3.6 Flensburg

Flensburgs affaldshåndteringssystem er anderledes sammenlignet med de andre forsyningsselskaber i grænseregionen. Der er ingen forbrænding i den nuværende situation (scenarie 1), og der er mekanisk og biologisk behandling. Resultaterne er vist på Figur 26 og Figur 27.



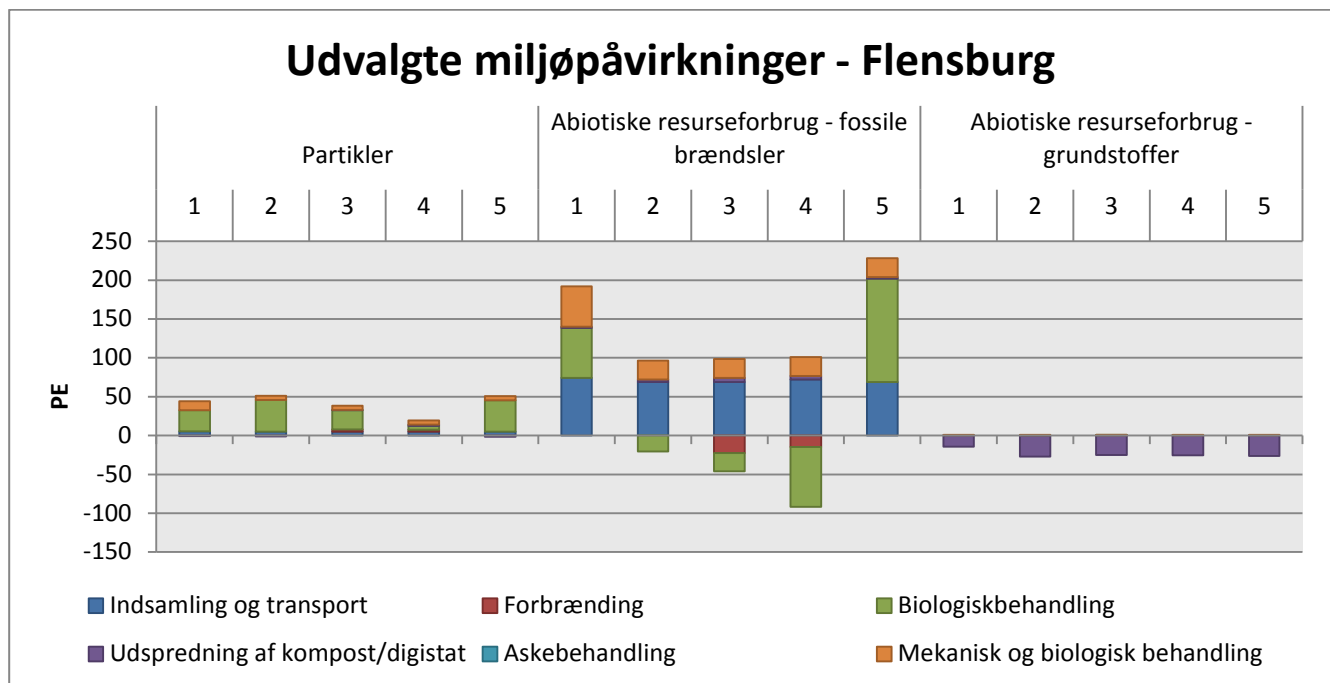
Figur 26 Generelle miljøpåvirkninger (uden stratosfærisk ozonnedbrydning og ioniserende stråling) fordelt på behandlingstyper for behandling af kildesorteret organisk dagrenovation og organisk affald i restaffaldet hos Flensburg. Tallene 1 til 5 under hver påvirkningskategori betegner scenarierne.

Basis scenariet er her baseret på mekanisk og biologisk behandling på MBT Neumünster hvortil 53 % af det organiske affald bliver sendt. De resterende 47 % sendes til Vohnkahl Komposttierung. I fremtidsscenarierne bliver der udsorteret 75 % til de respektive biologiske behandlingsanlæg (47 % går fortsat til Vohnkahl Komposttierung og 28 % går til det respektive biologiske behandlingsanlæg afhængig af scenariet), og de resterende 25 % går til mekanisk og biologisk behandling. Den mekaniske og biologiske behandling bidrager i alle miljøpåvirkningskategorier med en belastning, da der ikke er nogen substitution i forbindelse med behandlingen, når der kun er fokus på den organiske del af affaldet, som er tilfældet i indeværende rapport.

Drivhuseffekten for scenarie 1 og 5 er en netto belastning, primært pga. MBT'en i scenarie 1 og komposteringen i scenarie 5. MBT'ens påvirkning i kategorien skyldes elektricitetsforbruget. De tre andre

scenarier er ikke væsentlig forskellig fra hinanden, og bidragene kommer stort set fra samme processer. I scenarie 2 og 3 er der en lille besparelse fra forbrænding, dette skyldes, at rejektet fra forbehandlingsteknologierne sendes til forbrænding.

Forsuring og terrestrisk eutrofiering har påvirkninger fra de biologiske behandlingsanlæg grundet udledningen af ammoniak. For ferskvand eutrofiering ses en større besparelse i de fire fremtidsscenarier sammenlignet med scenarie 1, og denne skyldes besparelsen af fosfor (substitutionen), som fører til en mindre udvinding af jomfruelig fosfor med resulterende mindre udvaskning af fosfat. I marineutrofiering er alle scenarierne domineret af anvendelsen af kompost/digestat, og skyldes udvaskning af kvælstof til marine miljøer. Scenarie 1 har en mindre belastning end de øvrige scenarier, fordi der i dette scenarie produceres mindre kompost.



Figur 27 Udvalgte miljøpåvirkninger fordelt på behandlingstyper for behandling af kildesorteret organisk dagrenovation og organisk affald i restaffaldet hos Flensburg. Tallene under hver påvirkningskategori betegner scenarierne.

Mht. partikler er der for alle scenarier en nettobelastning af miljøet, og denne er mindst for scenarie 4. For den biologiske behandling kommer emissionerne fra ammoniak, mens den for MBT'ens vedkomne skyldes NOx.

Der er ingen scenarier med besparelse mht. abiotisk resurseforbrug – fossile brændsler. Dette skyldes primært, at MBT'en ikke har nogen substitution af elektricitet eller varme, men kun et forbrug. Dieselforbruget ved transport betyder her relativt mere end hos de andre affaldsselskaber.

For besparelsen mht. abiotisk resurseforbrug – grundstoffer ses det forventede mønster: En besparelse i scenarie 1, pga. de 47 % organisk der sendes til Vohnkahl Komposttierung, og en større besparelse i fremtidsscenarierne grundet den højere udsortering af organisk affald. I scenarie 2, 3, 4 og 5 kan det nu ses, at der er en lille forskel i størrelserne på besparelserne. Dette skyldes, at der i de forskellige biologiske

behandlingsanlæg producerede forskellige mængde kompost/digestat. Besparelsen skyldes ligesom i de andre resultater fosfor og kalium.

5.3.7 Sammenfatning og delkonklusioner for potentielle miljøpåvirkninger fordelt på behandlingsteknologier og affaldsselskaber

Resultaterne kan sammenfattes og følgende konklusioner kan drages mht. de potentielle miljøpåvirkninger fordelt behandlingsteknologier og affaldsselskaber:

Sammenfatning:

- Der er generelt relativ stor forskel på resultaterne for affaldsselskaberne i den danske og tyske grænseregion, idet der allerede foregår kildesortering af organisk affald i den tyske del af regionen. Desuden benyttes der forskellige teknologier (både med hensyn til selve teknologien, men også til effektiviteten af de forskellige anlæg) til behandlingen af det organiske affald i restaffaldet.
- Forskellen mellem Sønderborg Forsynings system og Arwos' system er transportdistancer og affaldsmængder. Forskellen i affaldsmængder fører til, at de absolutte værdier for potentielle miljøpåvirkninger for Sønderborg Forsyning er større end for Arwos, fordi der er mere affald. Ellers er systemerne ens.
- Varmesubstitutionen på forbrændingsanlægget i Sønderborgs og Arwos' systemer er modelleret på basis af en proces fra en database, hvori der indgår en lang række underprocesser. De potentielle miljøpåvirkninger for 'partikler' og 'abiotiske resurseforbrug – grundstoffer' kan derfor skyldes, at underprocesserne inkluderer stoffer/elementer, som ikke er medtaget i de andre processer, hvor der er indsamlet data direkte fra kilden.
- I PROVAS' område er basis scenariet kun forbrænding på Maabjergværket. Varmesubstitutionen på Maabjerganlægget er som for Sønderborg Kraftvarmeværk modelleret på basis af en proces fra en database, hvori der er en lang række underprocesser. Miljøpåvirkningskategorierne der påvirkes mest er igen 'partikler' og abiotiske resurseforbrug – grundstoffer', dog er konsekvenserne ikke helt så dominerende i dette tilfælde.
- I Tønder Forsynings område spiller varmesubstitutionen på TAS en afgørende rolle. TAS er modelleret direkte på data fra det anlæg, som producerer den marginale varme, og har derfor ikke den samme skævvridning af resultaterne, som set hos Arwos, Sønderborg Forsyning og Provas. Varmen substituerer fjernvarme produceret på et centralt gasfyret kraftvarmeværk.
- Resultaterne for AWR er anderledes end resultater for de andre affaldsselskaber, idet der i fremtidsscenarierne ikke udsorteres ekstra organisk dagrenovation. Ændringerne skal findes i opgraderingen af Borgstedt-anlægget. Derfor er resultaterne for scenarie 2, 3, 4 og 5 ens, men forskellige fra scenarie 1
- I ASF's område er basis scenariet baseret på forbrænding på MVK Kiel med 59 % af det organiske affald sendt hertil. De resterende 41 % sendes til Borgstedt-anlægget. I fremtidsscenarierne bliver der udsortet 75 % til de respektive biologiske behandlingsanlæg.

- Flensburgs affaldshåndteringssystem er anderledes sammenlignet med de andre forsyningsselskaber i grænseregionen. Der er ingen forbrænding i den nuværende situation (scenarie 1), og der er mekanisk og biologisk behandling (MBT-anlæg).

Konklusioner:

- For den danske region har forbrændingsanlæggenes substitution af elektricitet og varme den største indflydelse på resultaterne, og i fremtidsscenarierne ses, hvordan de potentielle miljøpåvirkninger ændres, når der skiftes til udsortering af organisk affald fra husholdningerne. Det er især miljøpåvirkningskategorierne 'terrestrisk eutrofiering' og 'marin eutrofiering', der potentielt påvirkes i forbindelse med skiftet. Dette skyldes brugen af kompost/digestat på landbrugsjord som resulterer i højere udvaskning af næringsstoffer sammenlignet med kunst gødning.
- For den tyske region er forskellene mellem de tre områder meget store. AWR har allerede en meget høj udsorteringsprocent af organisk affald, mens ASF og Flensburg har en lidt mindre. Behandlingen af den kildesorterede organiske dagrenovation er forskellig, men forskellene er ikke så store i basisscenariet. Behandlingen af det organiske affald i restaffaldet er enten forbrænding eller mekanisk-biologisk på et MBT-anlæg. Forbrændingen udviser stort set samme mønster som for det danske system, dog med nogle ændringer i substitution og udledninger. Den mekaniske og biologiske behandling giver overordnet et dårligt resultat, idet der er tale om en behandlingsform uden nogen substitution (når der ses på organisk affald), og som derfor kun bidrager til miljø belastninger. Dette er særligt tydeligt i Flensburg, hvor en øget udsortering af organisk affald, og dermed mindre affald til MBT-anlæg, fører til en større besparelse i mange af miljøpåvirkningskategorierne (dog ikke så tydeligt for scenarie 5). For scenarie 4 ses en øget besparelse i samtlige kategorier med undtagelse af 'marin eutrofiering', som skyldes udbringning af større mængder digestat på landbrugsjord i fremtidsscenariet.

6 Følsomhedsanalyser

Resultaterne af miljøvurderingen, som de kan ses i kapitel 5, bygger på en lang række antagelser og forudsætninger, der ligger til grund for modelleringen af affaldssystemerne. For at undersøge i hvor høj grad miljøvurderingens resultater er robuste (dvs. at scenarierne ikke ændrer rangorden) ved ændring af forudsætninger udføres et antal følsomhedsanalyser. Miljøvurderingens forudsætninger kan inddeles i to typer; i) anlægsspecifikke parametre f.eks. metan produktion fra et biogasanlæg og ii) systemspecifikke parametre som det bagvedliggende elektricitetssystem. Baseret på resultaterne i kapitel 5 samt generel viden om de faktorer, som har betydning for affalds-LCA'er, udvalgte syv følsomhedsanalyser heraf fire relateret til affaldsbehandlingsteknologierne og de resterende tre til de bagvedliggende systemer.

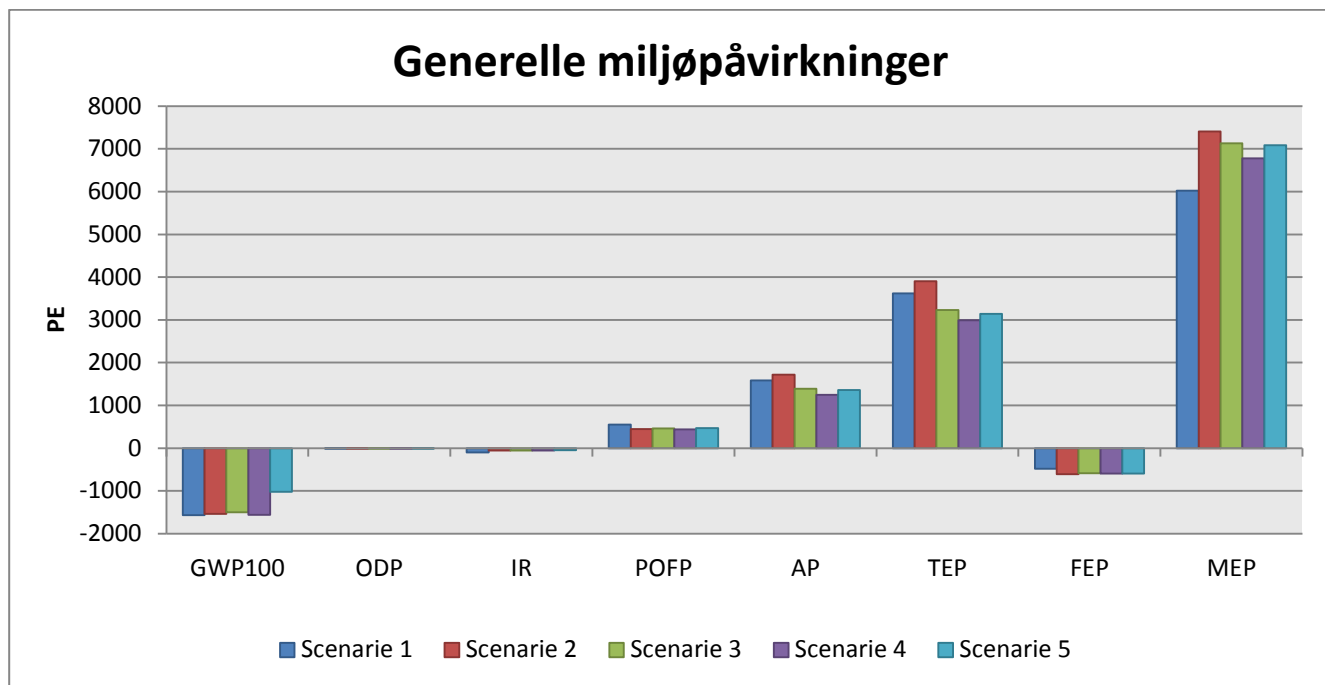
Med mindre der sker meget store ændringer i miljøpåvirkningskategorierne (stratosfærisk ozonnedbrydning, ioniserende stråling, humantoksicitet – cancer, humantoksicitet- nonCancer samt økotoksicitet) bliver disse ikke nævnt i diskussionen, grundet de meget små værdier eller høje usikkerheder forbundet med disse kategorier.

6.1 Teknologianalyser

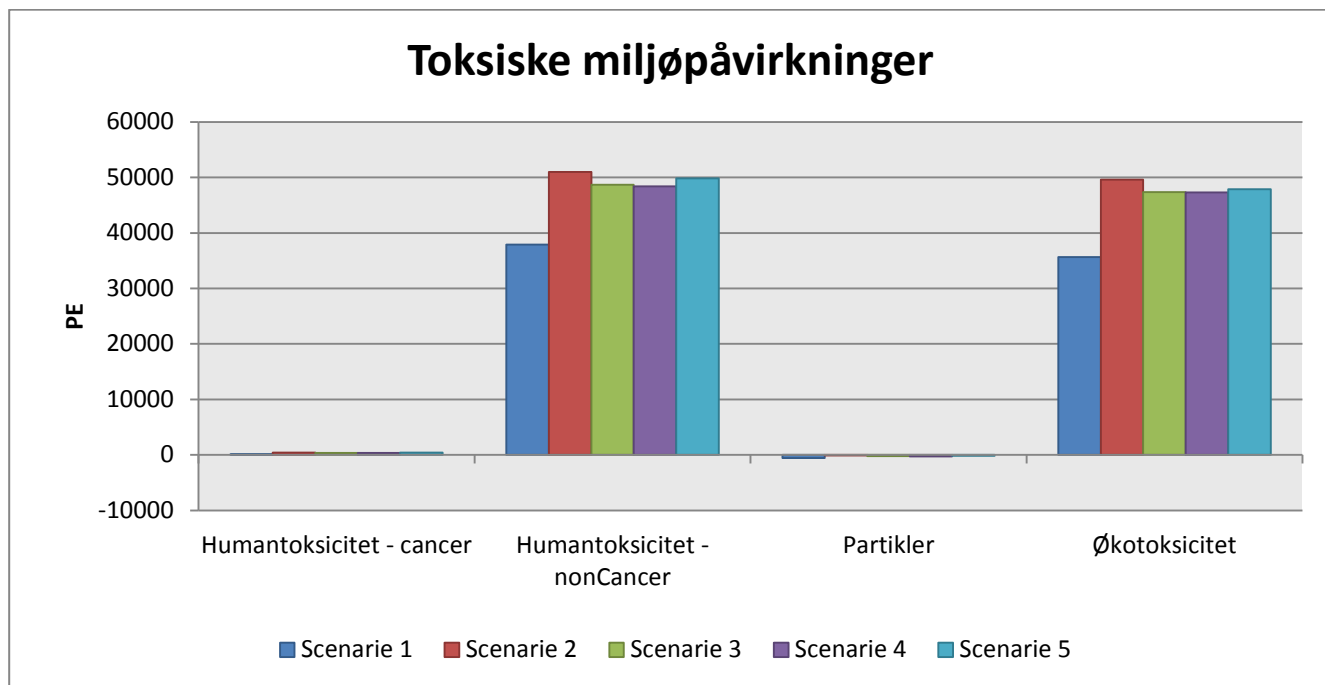
Det blev valgt at fokusere på indflydelsen af den opnåelige kildesorteringseffektivitet og på forskellige operationsparametre på de biologiske affaldsbehandlingsanlæg. De følgende tre følsomhedsanalyser er lavet for at undersøge effekten af forskellige parametre hos de biologiske behandlingsanlæg på resultaterne. I fremtidsscenarie 3 og 4 er data bl.a. baseret på vurderinger om, hvilke emissioner et ny opført anlæg, hvad enten det er et AIKAN-lignende eller et gyllebaseret anlæg, vil have. Ammoniak emissionen er lav, hvilket skyldes et meget effektivt biofilter, samt en overdækning af anlæggene. Biogasproduktionen er høj, hvilket bl.a. skyldes for det AIKAN-lignende anlæg, at biogasproduktionen er i to faser. For det gyllebaserede anlæg er biogasprocessen termofil, hvilket vil sige, at den forløber ved temperaturer omkring 55 grader, og desuden giver pulpning af det kildesorterede organiske dagrenovation en højere biogasproduktion. Metan udslippet fra alle biologiske behandlingsanlæg, om det kommer fra komposteringen, biogasmotoren eller er diffuse, er potentielt lavt. De målte værdier er lavet med fluxmålinger, og DTU Miljø har tidligere vist, at lignende anlæg har en væsentlig højere emission af metan end fluxmålingerne viser (Mønster et al., 2014). De to førstnævnte forudsætninger, ammoniakemission og biogasproduktion, analyseres ved at modellere et forbedret Borgstedt-anlæg, og sidstnævnte undersøges ved at modellere et øget metan udslip fra samtlige biologiske behandlingsanlæg.

6.1.1 Lavere effektivitet af udsortering af organisk dagrenovation

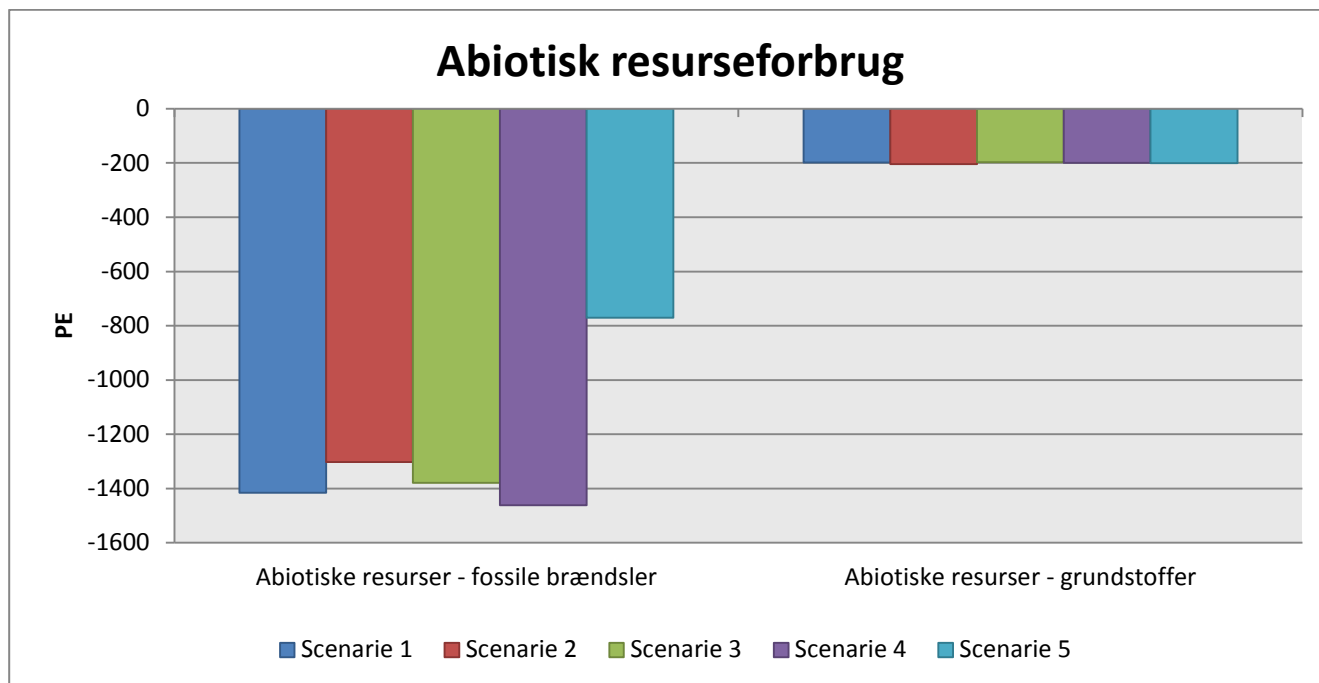
Følsomhedsanalysen undersøger forudsætningen om, at de danske selskaber kan opnå en udsortering på 75 % det organiske affald, samt at ASF og Flensburg kan hæve deres fra henholdsvis 41 % og 47 % til 75 %. Dette gøres ved, at de danske selskaber samt ASF og Flensburg får nedsat deres udsortering til samlet set 50 %, mens AWR beholder sin oprindelige udsorteringsprocent på 76 %. Resultaterne er vist i Figur 28, Figur 29 og Figur 30.



Figur 28 Totale potentielle generelle miljøpåvirkninger for behandling af den samlede årlige mængde kildesorteret organisk dagrenovation og organisk dagrenovation i restaffaldet i den danske-tyske grænseregion. Udsorteringen i fremtidsscenarierne er på 50 % (for AWR 76 %). GWP100 = drivhuseffekt, ODP = ozonnedbrydning, IR = Ioniserende stråling, POFP = ozondannelse, AP = forsuring, TEP = eutrofiering, FEP = ferskvandseutrofiering, MEP = marineutrofiering.



Figur 29 Totale toksiske miljøpåvirkninger for behandling af kildesorteret organisk affald og ikke-kildesorteret organisk affald i den danske-tyske grænseregion. Udsorteringen i fremtidsscenarierne er på 50 % (for AWR 76 %).



Figur 30 Totale resurseforbrug for behandling af kildesorteret organisk affald og ikke-kildesorteret organisk affald i den danske-tyske grænseregion. Udsorteringen i fremtidsscenarierne er på 50 % (for AWR 76 %).

Basis scenariet ændrer sig ikke, da der ikke bliver ændret nogen udsortering. I denne følsomhedsanalyse er der tale om en mindre udsortering end i hovedscenarierne, derfor nærmer værdierne i fremtidsscenarierne sig basisscenariet. Det vil sige, at hvis et fremtidsscenarie havde en større besparelse end basisscenariet, er den besparelse nu mindre, og til svarende gør det sig også gældende for belastninger. Den største ændring i resultatet ses for scenarie 5, som får en betydelig højere besparelse i drivhuseffekt og abiotisk resurseforbrug – fossile brændsler. Kategoriernes rangorden ændrer sig dog ikke i nogen tilfælde, og miljøvurderingens resultater er robust over for ændringer i denne forudsætning.

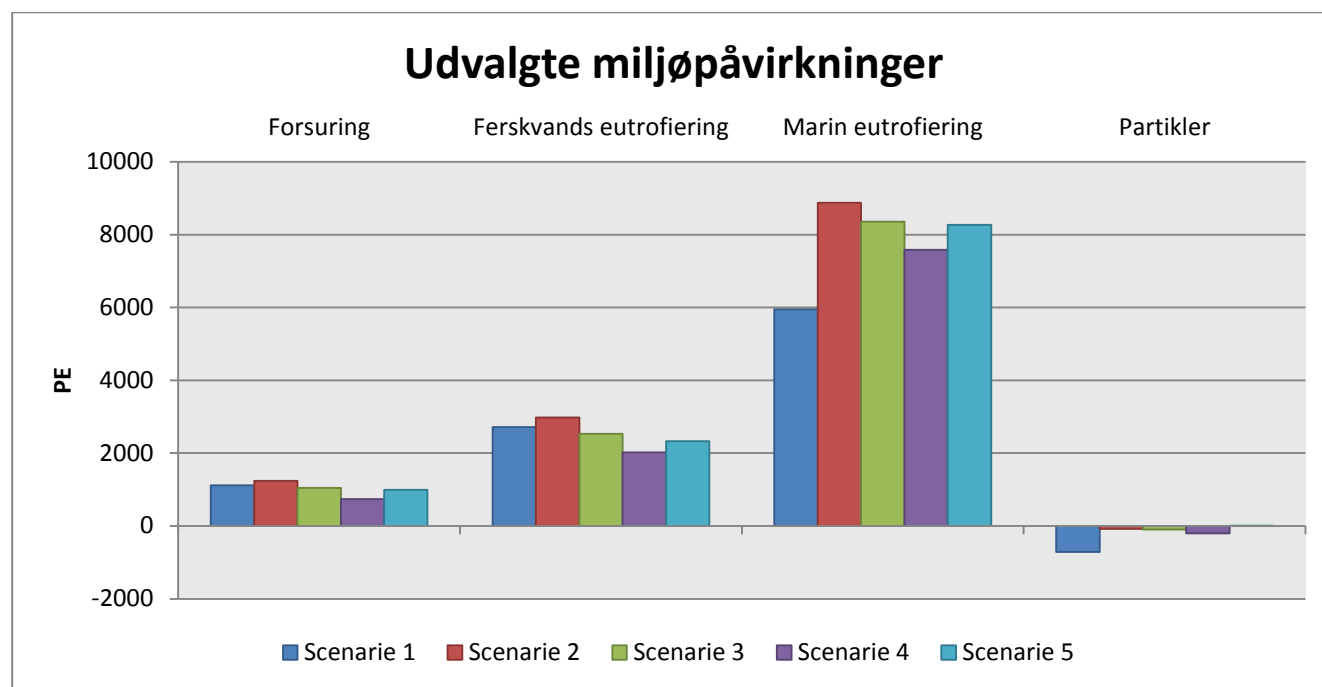
6.1.2 Øget effektivitet af biofilteret på Borgstedt

I denne følsomhedsanalyse undersøges vigtigheden af ammoniakemissionen fra Borgstedt-anlægget, og det kan vise vigtigheden af effektiviteten på biofilteret og opsamlingen af ammoniak både i det nuværende system og på et evt. ny opført anlæg. Ammoniakemissioner sænkes, fordi den i biofiltret principielt næsten fuldstændigt omdannes til frit kvælstof. Dette er valgt, fordi ammoniakemissionen fra det AIKAN-lignende anlæg er antaget at have en overdækket komposteringsdel med aftræk til biofilter, som derfor har en betydelig mindre ammoniakudledning sammenlignet med Borgstedt. For at opnå samme emissionsniveau sænkes emissionen på Borgstedt med 50 %. Der forventes kun en effekt på de resultater, der påvirkes af ammoniak, og Borgstedt-anlægget er ændret i alle scenarierne. Resultaterne er vist i Figur 31.

Da det kun er ammoniakemissionen der er ændret i dette scenarie, er det kun fire af påvirkningskategorierne, der påvirkes. Det drejer sig om forsurening, terrestrisk eutrofiering, marineeutrofiering og partikler, og derfor er resultaterne kun vist for disse kategorier.

Ændringen i resultaterne af de fire påvirkningskategorier skyldes, at Borgstedt-anlægget optræder i alle scenarier, og det kan ses at scenarie 2 har det største fald i belastning (og stigning i besparelse for partikler) sammenlignet med hovedscenarierne. Dette skyldes af Borgstedt-anlægget anvendes til størstedelen af det kildesorterede affald i scenarie 2. Belastningen er således faldet med op til 34 % for forsurening, op til 29 % for ferskvandseutrofiering og 1 % for marineutrofiering. Ændringen i marineutrofiering er samlet kun 1 %, og skyldes at kategorien domineres af anvendelsen af kompost/digestat på landbrugsjord. Hvis der udelukkende ses på ændringen i for biologiskbehandling, er der et fald på op til 60 %. Selv om der ikke er nogen ændringer i rangordenen af scenarierne, viser resultatet tydeligt indflydelsen af ammoniak emissionerne på resultatet.

Rangordenen er som sagt uændret, og miljøvurderinger er derfor robust overfor ændringer i denne parameter, men der er et fald i belastning for forsurening, ferskvand eutrofiering og marin eutrofiering, sammenlignet med hovedscenarierne. I partikelkategorien er der større besparelse i scenarie 1, 2, 3 og 4, men belastning i scenarie 5 er mindre, igen sammenlignet med hovedscenarierne.

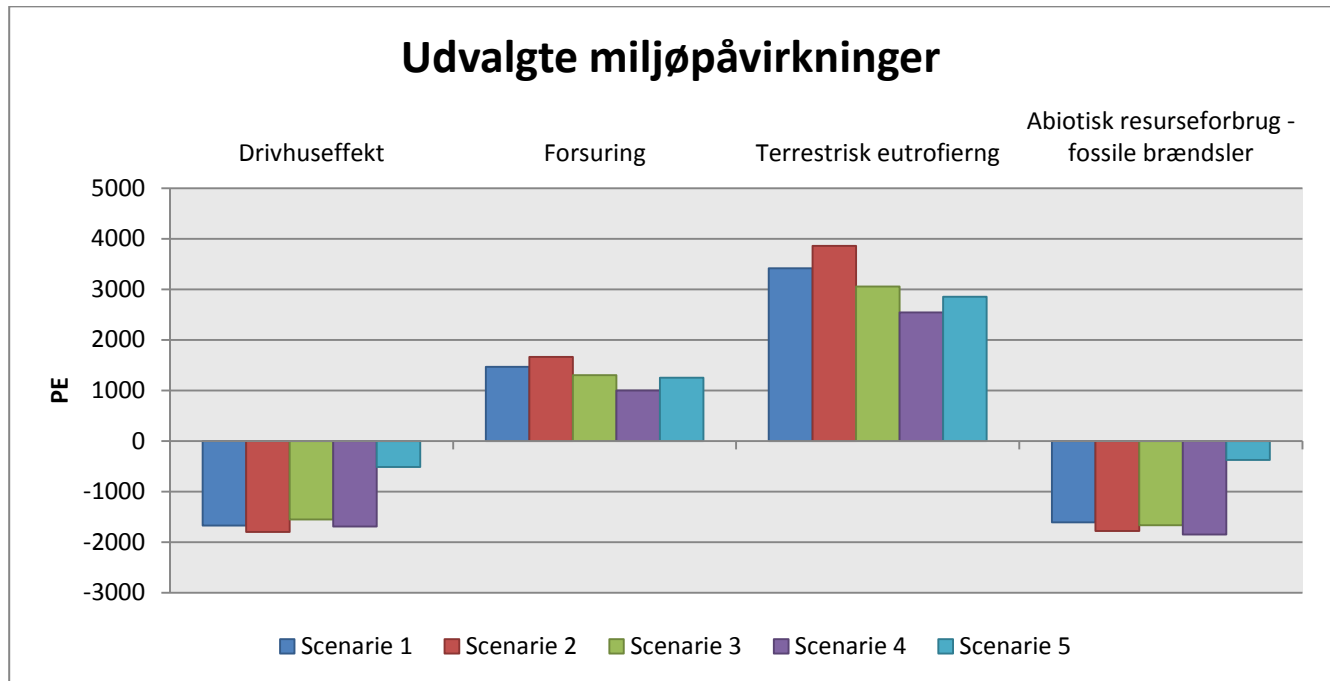


Figur 31 Totale potentielle miljøpåvirkninger i forsurening, ferskvands eutrofiering, marin eutrofiering og partikler for behandling af den samlede årlige mængde kildesorteret organisk dagrenovation og organisk dagrenovation i restaffaldet i den dansk-tyske grænseregion. Resultatet er for reduceret ammoniak emissioner fra Borgstedt anlægget.

6.1.3 Øget biogasproduktion på Borgstedt

Der har under projektets udførelse været sat spørgsmålstejn fra projektpartnere ved størrelsen af den anvendte metan produktionen fra det AIKAN-lignende anlæg, og derfor bliver det i denne følsomhedsanalyse undersøgt, hvordan resultatet vil se ud, hvis Borgstedt har/havde samme produktion. For at Borgstedt skal komme op på samme biogasproduktionsniveau som det AIKAN-lignende anlæg forøges produktionen med 30 %.

Effekten af den forøgede biogasproduktion på Borgstedt er en øget elektricitets og varmesubstitution samt en lille smule højere metan udslip. Den større substitution påvirker alle miljøkategorier, dog nogle mere end andre. Der er vist de resultater, hvor ændringen er markant, og det er de miljøpåvirkningskategorier, hvor den biologiske behandling betyder meget for resultatet. Det drejer sig om drivhuseffekt, forsuring, terrestrisk eutrofiering og abiotisk resurseforbrug – fossile brændsler. Resultaterne for disse kategorier er vist i Figur 32.



Figur 32 Totale potentielle miljøpåvirkninger i drivhuseffekt, forsuring, terrestrisk eutrofiering og abiotisk resurseforbrug – fossile brændsler for behandling af den samlede årlige mængde kildesorteret organisk dagrenovation og organisk dagrenovation i restaffaldet i den dansk-tyske grænseregion. Resultatet er for øget biogasproduktion fra Borgstedt anlægget.

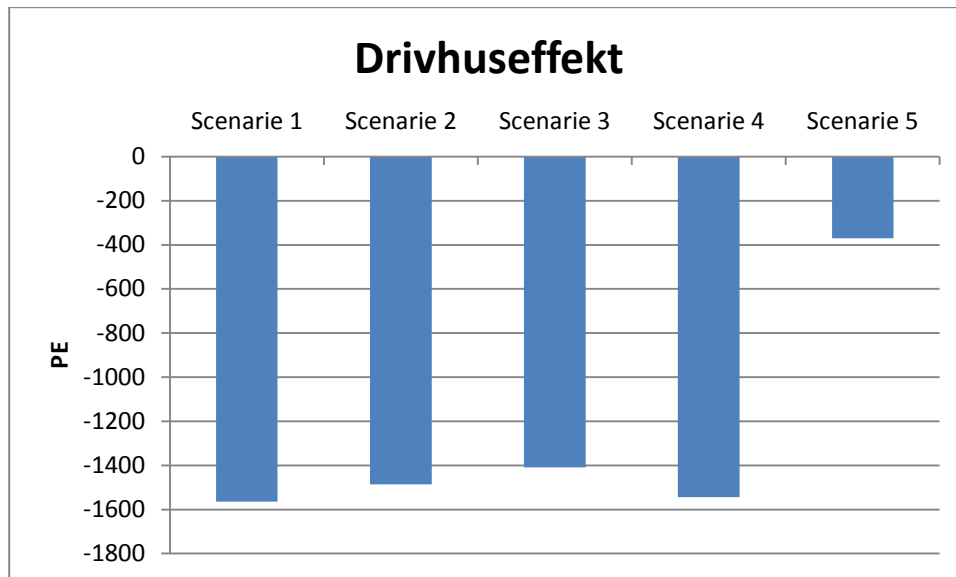
Rangordnen for drivhuseffekt og abiotisk resurseforbrug – fossile brændsler ændres i forhold til hovedscenariet. For drivhuseffekten er besparelsen i alle scenarier steget og specielt for scenarie 2, hvor den ekstra udsorterede mængde organisk affald sendes til Borgstedt anlægget. Samme mønster ses for abiotisk resurseforbrug – fossile brændsler, her er det dog scenarie 4 der har den største besparelse, og scenarie 2 er næsten lige så stor. For forsuring og terrestrisk eutrofiering er der et lille fald i belastningen, som skyldes, at affaldet bliver mere nedbrudt i den anaerobe proces og derfor ikke udleder ligeså meget ammoniak i den efterfølgende kompostering.

Samlet set viser følsomhedsanalysen at miljøvurderingen ikke er robust over for denne forudsætning, og at det derfor er særdeles vigtigt for især drivhuseffekt og abiotisk resurseforbrug, hvilken biogasproduktion der kan opnås på et biologiskbehandlingsanlæg.

6.1.4 Øget metan udslip fra alle biologiske behandlingsanlæg.

I denne følsomhedsanalyse undersøges vigtigheden af metan diffuse udslip fra de biologiske anlæg. DTU miljø har mange eksempler fra lossepladser og komposteringsanlæg der viser, at emissionen underestimeres (f.eks.

Mønster et al., 2014). Parameteren bliver især vigtig, hvis drivhuseffekten måles over 25 år (anbefalet af ILCD), hvor metan karakteriseringsfaktoren stiger med 400 %; dette undersøges dog ikke i denne rapport. Udslippet fra alle biologiske anlæg i alle scenarier fordobles. Et øget udslip af metan fra de biologiske behandlingsanlæg vil stort set kun føre til en ændring i drivhuseffekten, og derfor er det kun denne kategori, der er vist i Figur 33.



Figur 33 Totale potentielle miljøpåvirkninger i drivhuseffekt for behandling af den samlede årlige mængde kildesorteret organisk dagrenovation og organisk dagrenovation i restaffaldet i den dansk-tyske grænseregion. Resultatet er for øget biogas emissioner fra alle biologiske behandlingsanlæg.

Ændringen er mindst for scenarie 1 i forhold til hovedscenarier, fordi der i dette scenarie er mindst biologiskbehandling. Ændringen er dog så lille, at den kun kan ses for scenarie 3, hvor der er et fald i besparelsen på 60 PE (4 %) i forhold til hovedscenariet. At ændringen kun kan ses i scenarie 3 skyldes, at metan emissionen på det AIKAN-lignende anlæg er væsentlig højere end de andre biologiske behandlingsanlæg. Rangordenen af scenarier ændres dog ikke, og miljøvurderingen er derfor robust overfor ændring af denne parameter.

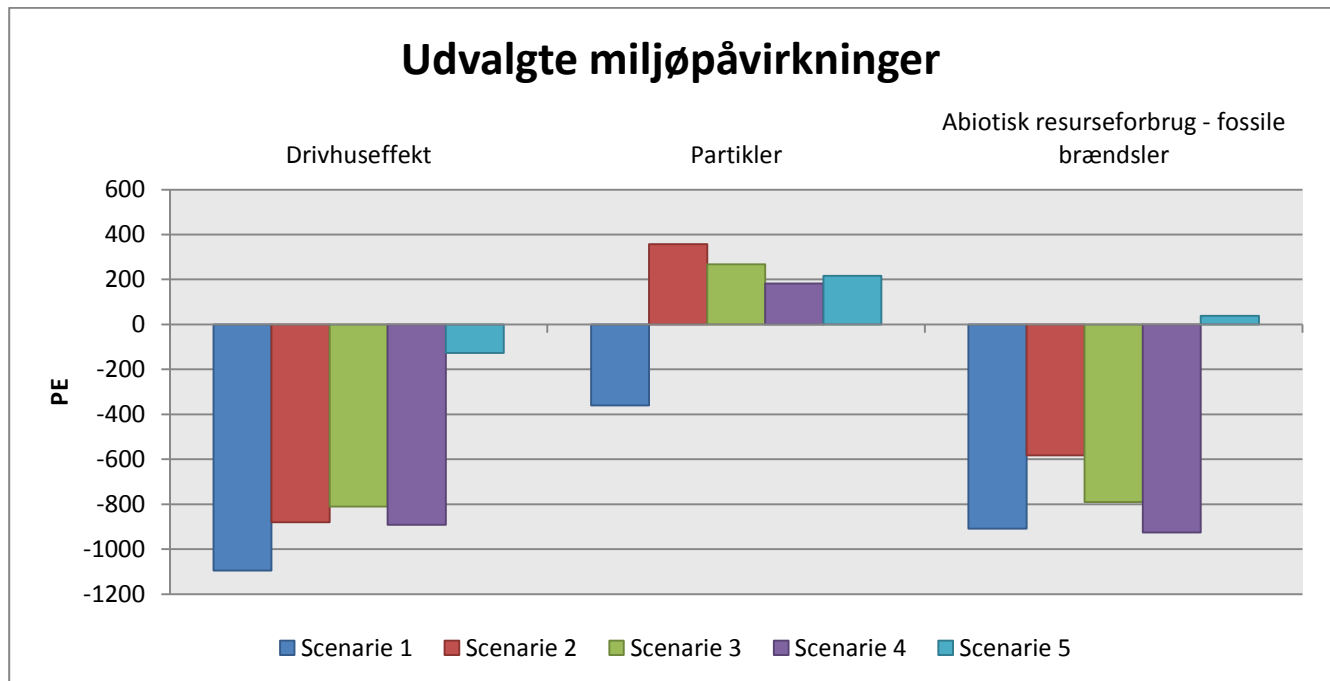
6.2 Systemanalyser

De tre følgende følsomhedsanalyser omhandler mulige ændringer af de bagvedliggende systemer i form af fremtidige ændringer af den marginale elektricitetsproduktion, en mulighed for øget udnyttelse af biogasanlæggenes varmeproduktion samt endelig en mulighed for at udsortering af organisk affald fra restaffaldet resulterende faldende brændværdi vil have indflydelse på affaldssystemer uden for grænseregionen.

6.2.1 Ændring af elektricitetsmarginalen fra kul-baseret substitution til naturgas-baseret

I denne følsomhedsanalyse undersøges effekten af en ændring af elektricitetsmarginalen fra kul-baseret til naturgas-baseret. Denne ændring vil påvirke samtlige kategorier. Dog vil de fleste ikke ændres meget, da det ikke er emissionerne fra elektricitetssubstitutionen, der betyder mest i alle kategorierne. Der vil være en

forventning om en stor ændring i drivhuseffekten og abiotisk resurseforbrug – fossile brændsler, da naturgas er ”renere” end kul (mindre CO₂ udledning per kWh strøm produceret og mindre emissioner af en række stoffer).



Figur 34 Totale potentielle miljøpåvirkninger i drivhuseffekt, partikler og abiotisk resurseforbrug – fossile brændsler for behandling af den samlede årlige mængde kildesorteret organisk dagrenovation og organisk dagrenovation i restaffaldet i den dansk-tyske grænseregion. Resultatet er for ændret marginal el fra kul baseret til naturgas baseret, og gælder for alle elektricitets processer i systemet.

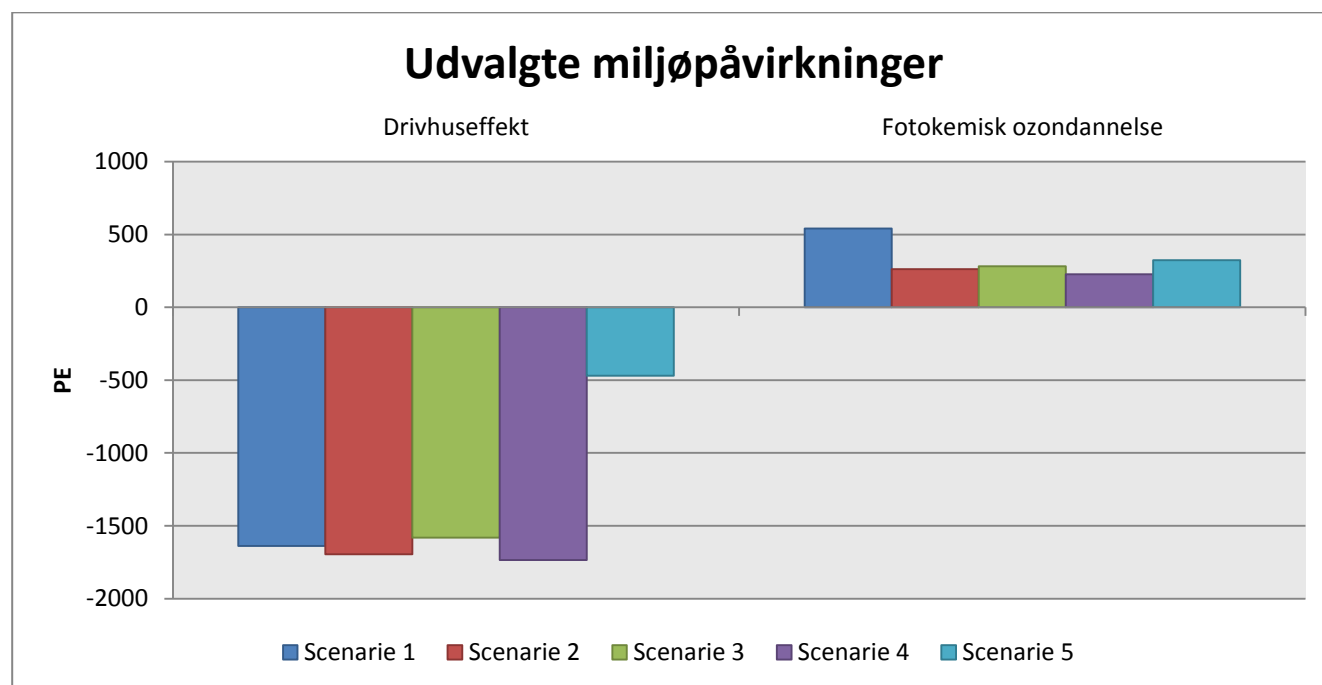
De væsentlige ændringer i resultaterne er i drivhuseffekt, partikler og abiotisk resurseforbrug – fossile brændsler. Rangordnen er den samme. Besparselsen i drivhuseffekt er mindre end i hovedscenariene, dette skyldes det mindre CO₂ fodtryk for naturgas sammenlignet med kul. Det samme gør sig gældende for abiotisk resurseforbrug – fossile brændsler, hvor det giver en højere besparelse at substituere kul i forhold til gas. I scenarie 5 er besparelsen i hovedscenariet blevet til en belastning. Mht. partikler er alle scenarier faldet, og fremtidsscenarierne er blevet til belastninger. De højere værdier for partikler skyldes, at der substitueres mindre kul, som udleder partikler (naturgas har kun en meget lille udledning af partikler).

Rangordenen af scenarierne ændres ikke og miljøvurderingen er robust over for denne ændring. Følsomhedsanalyser viser dog vigtigheden af det omkringliggende elektricitetssystem, og i fremtiden vil disse resultater i disse kategorier kunne ændres markant fra hovedscenariene i takt med skiftende elektricitetssystem gående fra kul-baseret i øjeblikket til gas-baseret og på længere sigt muligvis 100 % grøn energi (vindmøller, solceller osv.).

6.2.2 Øget varmeudnyttelse fra biogasanlæggene

Der er i dag kun udnyttelse af 15 % af den producerede varme på de modellerede biogasanlæg, og med denne følsomhedsanalyse undersøges betydningen af en øget udnyttelse af varmen. Varmeudnyttelsen forøges til 45

%, dette vil i praksis kunne lade sig gøre, hvis de biologiske behandlingsanlæg kan kobles på et passende fjernvarmenet, eller levere varme til f.eks. omkringliggende industri i højere grad end det allerede er tilfældet i dag. Varmesubstitutionen for alle biologiske behandlingsanlæg er i denne rapport modelleret som substitution af varme produceret på et industrielt gasfyr. Det forventes at ændre på drivhuseffekten, da varmen samlet set ikke betyder så meget i de andre kategorier.



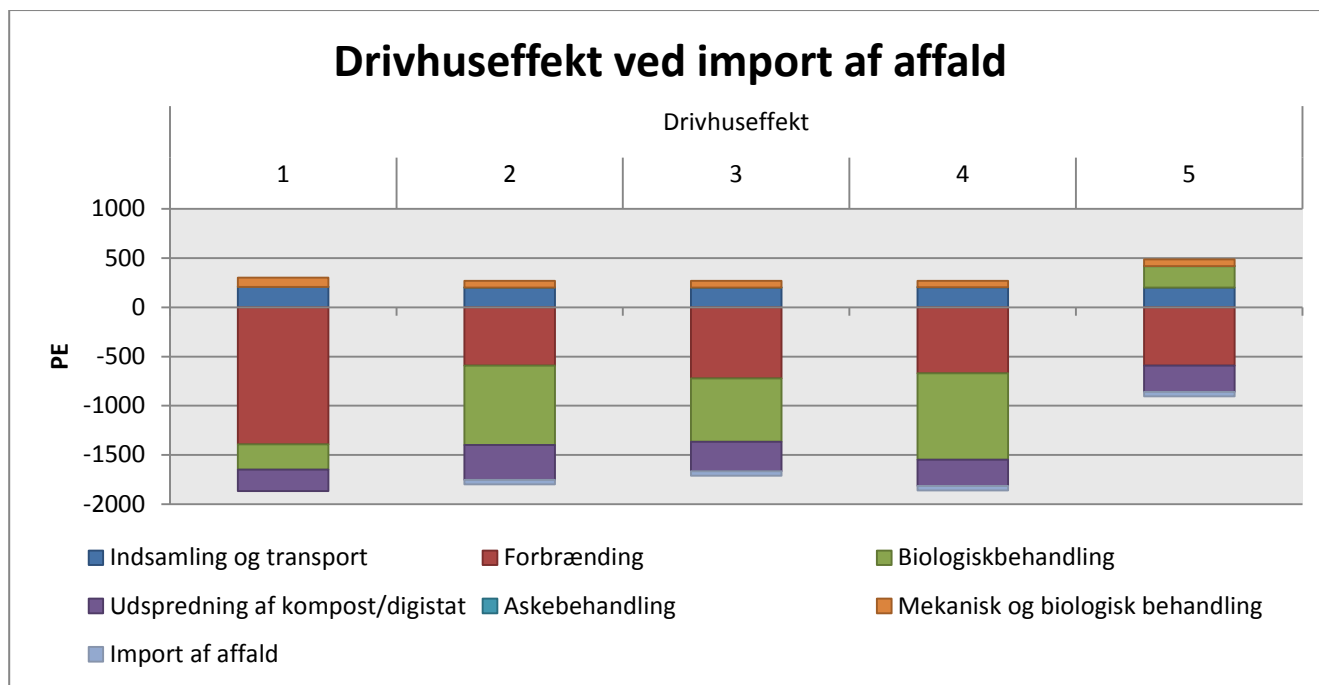
Figur 35 Totale potentielle miljøpåvirkninger i drivhuseffekt, partikler og abiotisk resurseforbrug – fossile brændsler for behandling af den samlede årlige mængde kildesorteret organisk dagrenovation og organisk dagrenovation i restaffaldet i den dansk-tyske grænseregion. Resultatet er for ændret marginal el fra kul baseret til naturgas baseret, og gælder for alle elektricitets processer i systemet.

Rangordenen ændrer sig for drivhuseffekt, som er den ene af to kategorier som ændrer sig markant, den anden er fotokemisk ozondannelse. For alle scenarier stiger besparelsen i drivhuseffekt, og mest for scenarie 2, 3 og 4 som har mest biologisk behandling med varmesubstitution. Især scenarie 2 stiger, da der her ikke er noget forbehandling, hvor der mistes materiale. For fotokemisk ozondannelse er der et fald i belastning, som skyldes en større fortrængning af NOx gennem varmesubstitutionen.

Rangordenen ændrer sig, og miljøvurderingen er derfor ikke robust over for ændring af denne forudsætning. Følsomhedsanalysen viser (især for drivhuseffekt), hvor vigtig varmesubstitutionen er for de biologiske behandlingsanlæg. Mængden, der substitueres, er vigtig, og som set tidligere er typen af varme, der substitueres, også særdeles vigtig.

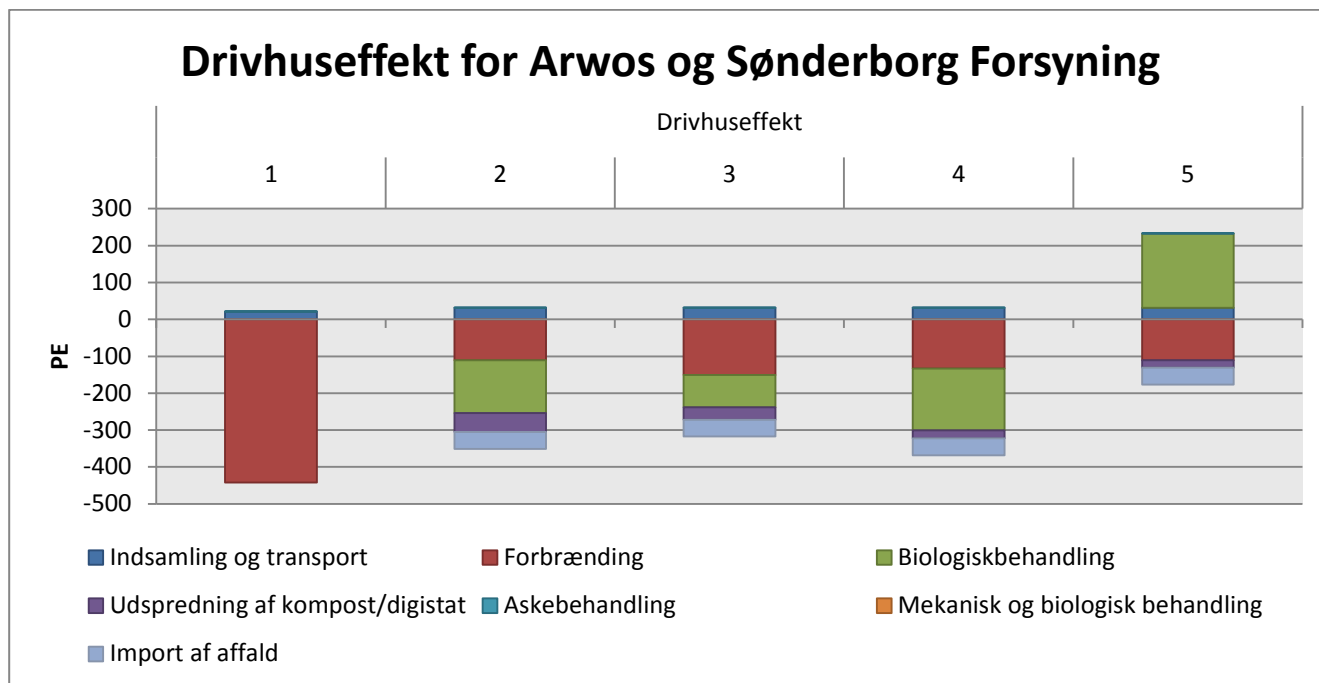
6.2.3 Import af udenlandsk lossepladsaffald til Sønderborg Kraftvarmeværk pga. ledig kapacitet ved udsortering af organisk affald fra restaffaldet.

Gennem personlig kommunikation med Sønderborg Forsyning er det kommet frem, at Sønderborg Kraftvarmeværk ved en fremtidig manglende affaldsmængde på 30 % (grundet udsorteringen af 75 % af det organiske affald fra dagrenovationen) kan tænkes at importere affald fra England. Denne følsomhedsanalyse undersøger derfor effekten af import af affald fra et EU-land. Det er her valgt at gøre modellen mere generel, hvis det skulle vise sig, at affaldet bliver importeret fra et andet land end England. Mængden af importeret affald er modelleret ud fra brændværdien af det udtagne organiske affald, og en tilsvarende brændværdi skal opnås med det importerede affald. Dette gøres for at undgå overhedning/sammensmeltning af kedlerne på Sønderborg Kraftvarmeværk (forbrændingsanlæg er dimensioneret til et bestemt brændværdiinterval). Mængden af udsorteret organisk affald er 9.750 tons/år med en gennemsnitlig brændværdi på 5,6 GJ/ton svarende til en årlig indfyring på 54.600 GJ. Denne indfyring skal matches af det importerede affald, som er tørt industri affald hovedsageligt består af træ-, plastik- og papiraffald med en brændværdi på 13 GJ/ton. Det svarer til en importeret mængde på 4.200 tons/år. Der er en del usikkerheder forbundet med dette, og for at undgå fejlvurderinger er der i dette scenarie kun vist resultater for drivhuseffekten. Resultaterne er vist i Figur 36 og Figur 37.



Figur 36 Totale potentielle miljøpåvirkninger i drivhuseffekt for behandling af den samlede årlige mængde kildesorteret organisk dagrenovation og organisk dagrenovation i restaffaldet i den dansk-tyske grænseregion. Resultatet inkluderer import af industrielt affald fra EU til Sønderborg Kraftvarmeværk.

Rangordnen ændrer sig ikke for drivhuseffekt, men der ser en ekstra besparelse for importen af affald. Da importen kun foregår til Sønderborg Kraftvarmeværk, som kun modtager affald fra Arwos og Sønderborg Forsyning, er resultatet for de to forsyningsselskaber også vist nedenfor.



Figur 37 Totale potentielle miljøpåvirkninger i drivhuseffekt for behandling af den samlede årlige mængde kildesorteret organisk dagrenovation og organisk dagrenovation i restaffaldet hos Arwos og Sønderborg Forsyning. Resultatet inkluderer import af industrielt affald fra EU til Sønderborg Kraftvarmeværk.

Resultatet er tydeligere her end for det samlede resultat. Der er en øget besparelse for importen af affald, som skyldes at elektricitets og varmesubstitutionen er højere end den ekstra belastning der kommer fra transport af affaldet og udledningen af fossilt CO₂. Resultatet indeholder store usikkerheder, og kan afhænger af mange forskellige faktorer, ikke mindst det omkringliggende energisystem.

6.3 Samlede konklusioner af følsomhedsanalyser

Resultaterne af de udførte følsomhedsanalyser kan sammenfattes som følger:

- De udførte følsomhedsanalyser viser, at miljøvurderingens resultater i afvekslende grad er afhængig af de valgte forudsætninger, men overordnet set sker der ikke dramatiske ændringer som konsekvens af ændrede forudsætninger
- For de følgende følsomhedsanalyser var miljøvurderingen robust over for ændrede forudsætninger: nedsat sorteringseffektivitet, mere effektivt biofilter på Borgstedt-anlægget, øget diffust metan udslip fra biogasanlæg, marginal elektricitet baseret på naturgas samt import af affald fra EU.
- For de følgende følsomhedsanalyser var miljøvurderingen ikke robust over for ændrede forudsætninger: øget biogasproduktion på Borgstedt-anlægget og øget varmeudnyttelse fra biogasanlæggene
- Der kan således peges på øgning af biogasproduktion og udbygning af fjernvarmenet til at inkludere varme produceret på biogasanlæg som fremtidige muligheder for at optimere affaldssystemet.

- Følsomhedsanalyserne viser således, at biogasproduktionen og udnyttelsen heraf fra biogasanlæggene er særdeles vigtige i forhold til den miljøprofil disse anlæg får. Hvis det er muligt at øge/optimere biogasanlæggenes biogasproduktion kan det potentielt ændre rangordenen i op til flere miljøpåvirkningskategorier; i følsomhedsanalysen viste det sig af rangordenen for 'drivhuseffekt', 'forsuring', 'terrestrisk eutrofiering' og 'abiotiske resurser – fossile brændsler' ændrede sig.
- Ved en øget udnyttelse af varmen fra biogasanlæggene sås et skifte i rangordenen for 'drivhuseffekt', mens der for 'fotokemisk ozondannelse' sås en markant mindre belastning i fremtidsscenarier grundet den øgede substitution (og mere specifikt fortrængning af NOx-emission fra denne).
- Sammenlagt viser følsomhedsanalyserne, at det er muligt at se et skifte i rangordenen for følgende kategorier: 'drivhuseffekt', 'forsuring', 'terrestrisk eutrofiering' og 'abiotiske resurser – fossile brændsler', samt en mindre belastning for 'fotokemisk ozondannelse', under den forudsætning at biogasproduktionen og varmeudnyttelsen fra biogasanlæggene øges.

7 Konklusioner

Denne rapport er en brik i puslespillet til at belyse de forskellige muligheder, og hvilke konsekvenser forskellige valg potentielt kan have for de potentielle miljøpåvirkninger fra affaldssystemet i grænseregionen. Desuden er der forslag til, hvordan de potentielle miljøpåvirkninger i et fremtidigt system kan sænkes ved at mindske forskellige emissioner som f.eks. ammoniak fra biologisk behandling. Flere af miljøpåvirkningskategorierne er udeladt fra konklusionerne, da de enten er meget små (stratosfærisk ozondannelse og ioniserende stråling) eller har meget høje usikkerheder (humantoksicitet - cancer, humantoksicitet - nonCancer og økotoksicitet).

Rapporten indeholder en livscyklusvurdering, hvor der ikke indgår økonomi, hverken driftsøkonomi eller samfundsøkonomi. De økonomiske aspekter er vigtige for beslutningsgrundlaget, men er altså ikke dækket af miljøvurderingen.

Der er miljøgevinster, der ikke er medtaget, da de ikke kan kvantificeres vha. den anvendte LCA-metode f.eks. jordforbedring ved kompostanvendelse, energifleksibilitet ved lagring af biogas m.fl.

På baggrund af resultaterne beskrevet i kapitel 5 samt følsomhedsanalyserne i kapitel 6 kan følgende overordnede konklusioner drages af projektet:

- Overordnet set er intet scenarie bedst i alle miljøpåvirkningskategorier, dvs. man kan ikke udnævne ét scenarie til at være det bedste.
- Der er store forskelle mellem de forskellige forsyningsselskaber bl.a. på grund af tilstedeværelse af kildesortering eller ej samt forskellig varmesubstitution.
- I den danske del af grænseregionen skal der en udsortering af det organiske affald til for at opfylde genanvendelseskravene fra EU og den danske Miljøstyrelse.
- Fosforbesparelsen er proportional med kompost/digestat mængden, der udbringes på landbrugsjord.
- Udformning, drift og emissioner af de tekniske anlæg er vigtige for de potentielle miljøpåvirkninger.
- Hvad der substitueres af energi fra biogasproduktion og forbrændingsanlæg påvirker resultaterne i meget høj grad; det gælder både elektricitet og varme.
- Ud fra følsomhedsanalyserne kan det ses, at der er forskellige faktorer, som man skal være opmærksom på ved forskellige biologiske behandlinger, her især størrelsen af biogasproduktion, varmeudnyttelse og ammoniakudslip.
- Fremtiden kan se meget anderledes ud, hvis man antager, at det er grøn energi, der vil blive substitueret.

8 Referencer

Affaldsrammedirektivet (2008) Europa-partamentets og rådets direktiv 2008/98/EF

Bruninx, K., Madzharov D., Delarue, E. & D'haeseleer, W. (2012) Impact of the German nuclear phase-out on Europe's electricity generation. TME working paper – Energy and Environment. International conference on the European energy market, Florence, Italy, 10-12 may 2012.

Bruun, S., Hansen, T. L., Christensen, T. H., Magid, J. & Jensen, L. S. (2006) Application of processed organic municipal solid waste on agricultural land – a scenario analysis. Environmental Modeling & Assessment 11: 251-265.

Clavreul J., Baumeister, H. & Christensen, T. H. (2014) An environmental assessment system for environmental technologies. Environmental Modelling and Software vol. 60, 18-30.

Econet (2013) Restaffald i Haderslev, Sønderborg og Åbenrå Kommune – mængder og sammensætning af dagrenovation fra forskellige boligtyper med forskellige affaldsordninger (intern rapport).

European Environment Agency (EEA) (2009) Diverting waste from landfill – Effectiveness of waste-management policies in the European Union. Report no. 7.

Europa Kommissionen (2008) Grønbog om håndtering af bioaffald i EU {SEK(2008) 2936}.

Europa Kommissionen (2010) A strategy for smart, sustainable and inclusive growth.

Europa Kommissionen (2010) Meddelelse fra kommissionen til rådet og Europa-parlamentet om fremtidige tiltag vedrørende håndtering af bioaffald i EU {SEK(2010)577}

Europa Kommissionen (2011) Joint Research Centre - Institute for Environment and Sustainability: International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook- Recommendations for Life Cycle Impact Assessment in the European context. First edition November 2011. EUR 24571 EN. Luxemburg. Publications Office of the European Union; 2011.

Europa Kommissionen (2014) Meddelelse fra kommissionen til Europa-parlamentet, rådet, det europæiske økonomiske og social udvalg og regionsudvalget {SWD(2014) 206 final} & {SWD(2014) 211 final}.

Eurostat (2014) Municipal waste statistics. Online:

<http://epp.eurostat.ec.europa.eu/portal/page/portal/eurostat/home/>, tilgået 10. Oktober 2014.

Finnveden G. (2008) A world with CO2 caps – Electricity production in consequential assessment. International Journal of Life Cycle Assessment 12, 365-367.

Frieschnecht, R., Jungbluth, N., Althaus, H.-J., Doka, G., Hect, T., Hellweg, S., Hischier, R., Nemecek, T., Rebitzer, G., Spielmann, M. & Wernet, G. (2007) Overview and Methodology, ecoinvent report No. 1. Swiss centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf.

Gentil, E. C., Damgaard, A., Hauschild, M., Finnveden, G., Eriksson, O., Thorneøe, S., Kaplan, P. O., Barlaz, M., Muller, O., Matsui, Y., Li, R. & Christensen, T. H. (2010) Models for waste life cycle assessment: Review of technical assumptions. Waste Management vol. 30, 2636-2648.

ISO 14044 (2010) ISO 14044:2006 Environmental management – Life cycle assessment – Requirements and guidelines

Møller J. (2012) LCA af Biovækst. Rapport udført for Biovækst's bestyrelse af DTU Miljø.

Miljøstyrelsen (2013) Miljø- og samfundsøkonomisk vurdering af muligheder for øget genanvendelse af papir, pap, plast, metal og organisk affald fra dagrenovation. Miljøprojekt 1458, 2013.

Miljøstyrelsen (2014) Danmark uden affald – Resurseplan for affaldshåndtering 2013-2018. Vejledning fra Miljøstyrelsen nr. 4, 2014.

Mønster, J., Samuelsson, J., Kjeldsen, P. & Scheutz, C. (2014) Quantification of methane emissions from 15 Danish landfills using the mobile tracer dispersion method. Waste management vol. 35 (2015), 177-186.

Naroznova, I., Møller, J. & Scheutz, C. (2013) Life cycle assessment of pretreatment technologies for anaerobic digestion of source-separated organic household waste. Proceedings Sardinia 2013.

Plantedirektoratet (2011) Anvendelse af affald på jordbrugsformål. Vejledning fra Miljøstyrelsen nr. 1 2010.

Riber, C., Petersen, C. & Christensen, T. H. (2009) Chemical composition of material fractions in Danish household waste. Waste management vol. 29, 1251-1257.

Rosenbaum, R. K., Bachmann, T. M., Gold, L. S., Huijbregts, M. A. J., Jolliet, O., Juraske, R., Koehler, A., Larsen, H., L., MacLeod, M., Margni, M., McKone, T. E., Payet, J., Schuhmacher, M., Meent, D & Hauschild, M. Z. (2008) USEtox - The UNEP-SETAC toxicity model: recommended characterisation factors for human toxicity and freshwater ecotoxicity in Life Cycle Impact Assessment. International Journal of Life Cycle Assessment vol. 13, 532-546.

Teknologisk Institut (2013) Affaldsanalyser udført for Tønder.

Vandrammedirektivet (2010) Europa-parlamentets og rådets direktiv 2000/60/EF af 23. oktober 2000 om fastlæggelse af en ramme for Fællesskabets vandpolitiske foranstaltninger.

Weidema, B. P. & Wesnæs, M. (1996) Data quality management for life cycle inventories – an example of using data quality indicators. Journal of Cleaner Production vol. 4, 167-174.

Witzenhausen (2009) Durchführung von Restmüllanalysen im Landkreis Rendsburg-Eckernförde.

Bilag 1: Livscyklusopgørelser

Borgstedtfelde

Input			
Affald	Organisk affald	ton	40.000
Brændstof	Diesel	liter	55.000
Output			
Energi	El	MWh	5.000
	Varme (brutto)	MWh	6.500
	Varme (netto)	MWh	975
	Varmebortkøling	MWh	5.525
Luftemissioner	NH3	ton	19,28
	CH4	ton	71,09
	N2O	ton	2,64
Produkter	Biogas	millioner m3	2,27
	CH4 indhold	%	55
	Kompost	ton	14.000
	Sigterest	ton	2.400
Kompostsammensætning	N-total	ton	95,48
	P-total	ton	31,27
	K-total	ton	97,45
	Mg-total	ton	28,79
	Cd	kg	2,67
	Cr	kg	145,13
	Cu	kg	385,74
	Ni	kg	85,93
	Hg	kg	0,76
	Pb	kg	211,01
	Zn	kg	1.565,87

Oar Biokompostiering

Input			
Affald	Organisk affald	ton	21.000
	Haveaffald	ton	10.000
Brændstof	Diesel	liter	100.000
Output			
Energi	El	MWh	1.800
Luftemissioner			
Produkter	Biogas	Nm3	900.000

Sønderborg Kraftvarmeværk I/S

Input (totalt pr år)			
-----------------------------	--	--	--

Hjælpestoffer	NaOH	Ton	160,68
	Kalk (CaCO ₃)	Ton	253,26
	Saltsyre (HCl)	Kg	46
	TMT15	Kg	4.200
	Jernklorid (FeCl ₃)	Kg	7.200
	HOK (aktivt kul)	Ton	22,7
	Salt	Kg	9.000
	Diesellole (total forbrug)	Ltr.	1.972
Eget forbrug (totalt pr år)			
Energi	El	MWh	8.678
	Varme	GJ	972
	El-køb ESS	MWh	72
Brændsel	Affald inkl. Biomasse	Ton	69.630
	Biomasse	Ton	5.280
	Naturgas	Nm ³	2.175.105
	Diesellole ti nød anlæg	Ltr.	691
Vand	Byvand (total)	m ³	15.156
	Byvand til deionat	m ³	8.302
	Spildevand til røggasrensning	m ³	14.207
	Vandgenindvinding røggaskondensator	m ³	42.624
	RO-koncentrat til røggasrensning	m ³	2.537
	Røggaskondensat til vandfabrik	m ³	5.006
	Røggaskondensat til slaggepusher	m ³	1.639
	Byvand til røggasrensning	m ³	1.849
	Byvand til slaggepusher	m ³	1.297
Output (totalt pr år)			
Energi	El (brutto)	MWh	43.343
	El (netto)	MWh	35.598
	Varmeproduktion (brutto)	GJ	617.713
	Solgt varme til central nord	GJ	471.435
	Solgt varme til central dybbøl	GJ	126.336
	Bortkølet varme	GJ	21.202
Vandudledning	Spildevand til recipient	m ³	25.873
	Spildevand til kommunalt renseanlæg	m ³	7.860
Processpecifikke ferskvandsudledninger fra AAB og LAB	As	kg	0,021
	Cd	kg	0,004
	Ni	kg	0,102
	Cr	kg	0,034
	Cu	kg	0,04
	Hg	kg	0,01
	Pb	kg	0,029
	Zn	kg	0,388
	Tl	kg	0,016
	P	kg	0,09

	N	kg	55,57
	S	kg	17.168
	Dioxin/furaner	mg	0,007
Processpecifikke ferskvandsudledninger fra røggaskondensator	Cd	g	0,62
	Ni	g	15,98
	Cr	g	11,89
	Cu	g	36,22
	Hg	g	1
	Pb	g	9,38
	Zn	g	131,7
	Sn	g	30,65
Luftemissioner fra affaldskedel	Røggas mængde (millioner)	Nm3	384
	CO2	ton	73.084
	CO	kg	1.666
	SO2	kg	471
	NOx	kg	83.859
	HCl	kg	55
	HF	kg	15
	TOC	kg	192
	Sb+As+Pb+Cr+Co+Cu+Mn+Ni+V	kg	1,34
	Cd+Tl	kg	0,06
	As	kg	0,02
	Ni	kg	0,59
	Cd	kg	0,04
	Hg	kg	1,61
	Pb	kg	0,61
	Cr	kg	0,14
	Cu	kg	2,78
	Mn	kg	0,43
	Dioxiner/furaner	g	0,0002
	Støv	kg	65
	Støv koncentrationen i skorsten	mg/Nm3	0,17
Luftemissioner fra gasturbine	CO2	ton	4.907
	NOx (beregner som NO2)	ton	25
Luftemissioner fra nødanlæg	CO2	ton	2
Restprodukter	Slagge	ton	11.557
	Flyveaske	ton	708
	Filterslamkage	ton	75
Faststofanalyse af slagge	As	mg/kg TS	17
	Pb	mg/kg TS	310
	Cd	mg/kg TS	3,6
	Cr (total)	mg/kg TS	123
	Cu	mg/kg TS	1.410

	Ni	mg/kg TS	135
	Zn	mg/kg TS	4.700
	TOC	%	0,77
Eluatanalyse af slagge	Cl	mg/l	1483
	SO3	mg/l	947
	Na	mg/l	1207
	As	µg/l	5,1
	Cd	µg/l	0,11
	Cr (Total)	µg/l	313
	Cu	µg/l	607
	Ni	µg/l	7,5
	Pb	µg/l	1,9
	Zn	µg/l	21,5

TAS I/S

Input (totalt pr år)			
Hjælpestoffer	Hydratkalk/Sorbacal	ton	1010
	Ammoniakvand (24%)	ton	218
	Aktivt kul	ton	31,5
Eget forbrug (totalt pr år)			
Energi	Elforbrug egenproduktion	MWh	3.976
	Elforbrug indkøbt	MWh	6.480
	Elforbrug fj. Pumper	MWh	1.275
	Elforbrug i alt	MWh	9.181
	Varmeforbrug egenproduktion (proces)	MWh	0
	Gasolieforbrug til proces (støttebrændere)	MWh	112
	Graddagekorrigeret fjernvarmeforbrug (opvarmningsformål)	MWh	558
	Varmeforbrug i alt	MWh	669
Brændsel	Dagrenovation	ton	43.690
	Småt brændbart	ton	44.564
	Stort brændbart	ton	5.603
	Farligt affald i alt	ton	4.551
	Biomasse	ton	55.267
	Træflis til indfyring	ton	255
	Indvejet affaldsmængde	ton	153.930
	Forbrændt affaldsmængde	ton	153.930
Forbrændt pr. ovnlinje	Ovn 2	ton	75.907
	Ovn 5	ton	78.023
Vand	Vandværksvand, proces	m3	12.998
	Vandværksvand, sanitært	m3	1.779
	Vandforbrug i alt	m3	14.777
Output (totalt pr år)			
Energi	Elproduktion	MWh	45.261
	Solgt el	MWh	41.285

	Varmeproduktion, ovn 2 (brutto)	MWh	132.975
	Varmeproduktion, ovn 5 (brutto)	MWh	193.196
	Varmeproduktion i alt	MWh	326.171
	Bortkølet varme	MWh	344
	Solgt varme	MWh	319.025
Luftemissioner fra affaldskedel, ovn 2	Støv	kg	69
	HCl	kg	3.534
	SO2	kg	6.904
	TOC	kg	84
	CO	kg	622
	HF	kg	41
	NOx	kg	62.312
	NH3	kg	1.338
	Pb+Cr+Cu+Mn+Sb+As+Co+Ni+V	kg	1,9
	Hg	kg	0,15
	Cd+Tl	kg	0,07
	Dioxin/furaner	g	0,01
ovn 5	Støv	kg	266
	HCl	kg	3.368
	SO2	kg	16.719
	TOC	kg	17
	CO	kg	614
	HF	kg	~0
	NOx	kg	65.842
	NH3	kg	1.339
	Pb+Cr+Cu+Mn+Sb+As+Co+Ni+V	kg	3,2
	Hg	kg	0,15
	Cd+Tl	kg	0,11
	Dioxin/furaner	g	0,003
Luftemissioner fra gasturbine	CO2	ton	4.907
	NOx (beregner som NO2)	ton	25
Luftemissioner fra nødanlæg	CO2	ton	2
Restprodukter	Røggasrensningsprodukt	ton	3.029
	Råslagge (våd)	ton	26.104
Eluatanalyse af slagge	TOC	%	0,52
	Cl	mg/l	867
	SO3	mg/l	1.095
	Na	mg/l	882
	As	µg/l	3,4
	Ba	µg/l	28
	Cd	µg/l	0,05
	Cr (Total)	µg/l	155
	Cu	µg/l	236
	Ni	µg/l	2,6
	Hg	µg/l	<0,05

	Se	µg/l	5,9
	Pb	µg/l	0,6
	Zn	µg/l	<5,0

Kiel

Input (totalt pr år)			
Hjælpestoffer	Aluminiumklorid	ton	650
	Ammoniakvand	ton	
	Kalkstensmel	ton	
	Calciumklorid	ton	
	Sorbalit (aktivt kul)	ton	
Eget forbrug (totalt pr år)			
Energi	Elforbrug egenproduktion	MWh	16.000
	Varmetab i keddel	MWh	64.000
	Varmetab i anlægget	MWh	28.000
Brændsel	Husholdningsaffald	ton	104.179
	Storskrald	ton	2.805
	Erhvervsaffald	ton	29.532
Forbrændt	Ovnlinje 4	ton	
	Ovnlinje 5	ton	
Output (totalt pr år)			
Energi	Solgt el	MWh	32.000
	Solgt varme	MWh	224.000
Luftemissioner	Vand	ton	39.000 – 52.000
	Andet	ton	39.000 – 52.000
	Støv	mg/m3	4
	CO	mg/m3	3
	NO2	mg/m3	77
	SO2	mg/m3	1
	HCl	mg/m3	0,01
	Uforbrændt kulstof	mg/m3	0,005
	Hg	mg/m3	0,0012
	Dioxin/furaner	ng/m3	0,0016
	HF	mg/m3	0,2
	Cd + Tl	mg/m3	0,0015
	As + Pb + Sb	mg/m3	0,01
	Sb + As + Pb + Cr + Co + Cu + Mn + Ni + V + Sn	mg/m3	0,0075
	As + Cd + Co + Cr + Benzo(a)pyren	mg/m3	0.00035
Restprodukter	Jernskrot	ton	2.500
	Bundaske	ton	33.615
	Flyaske	ton	2.922
	Gips	ton	261

	Saltsyre	ton	4.389
	Saltkoncentrat	ton	

MBT Neumünster

Input			
Affald	Husholdningsaffald	ton/år	134.494
	Husholdningslignende erhvervsaffald	ton/år	14.054
	Storskrald	ton/år	9.885
	Forbehandlet husholdnings- og industriaffald til MBT	ton/år	23.205
	Forbehandlet husholdnings- og industriaffald til RDF	ton/år	63.514
	Total	ton/år	245.152
Output			
Energi	El	kWh/år	8.594.604
	Naturgas	Nm3/år	575.724
	Naturgas til transport af RDF	Nm3/år	109.205
	Naturgas til RTO	Nm3/år	455.374
	Naturgas til andet	Nm3/år	11.145
	Diesel	liter/år	689.125
Luftemissioner	Vanddamp fra tørringsprocessen	ton/år	62.500 (25 %)
	Støv	mg/m3	0,01
	TOC	g/ton	39,3
	Dioxin/furaner	ng/m3	0,001927
	C	g/ton	40
	N2O	g/ton	26,9
Produkter	Rest til deponi	ton/år	7.500 (3 %)
	RDF	ton/år	150.000 (60 %)
	Jern	ton/år	8.500
	Aluminium	ton/år	1.000
	Uønskede materialer	ton/år	2.500 (1 %)
	Organisk fin fraktion	ton/år	15.000 (6 %)

Livscyklusopgørelse for marginal el i Danmark i 2020

Produktion af marginal el (an forbruger) i 2020 (emissioner per MWh)	
Input	
Kul (kg)	322
Naturgas	9,5
Olie	8,5
Output	
Emissioner til luft	
1CO2 (kg)	797
CH4 (g)	20

N ₂ O (g)	10
SO ₂ (g)	240
NO ₂ (g)	590
2As (kg)	2,12E-05
Cd (kg)	3,53E-06
Cr (kg)	2,81E-05
Cu (kg)	2,65E-06
Hg (kg)	1,95E-05
Ni (kg)	3,00E-05
Pb (kg)	4,33E-05

¹Drivhusgasser, SO₂, NO₂, CH₄ og N₂O beregnet vha. Ramses-modellen.

²As og tungmetaller udgør gennemsnitsemission fra 2007 fra tre regulerkraftværker. Fra Møller et al. (2008)

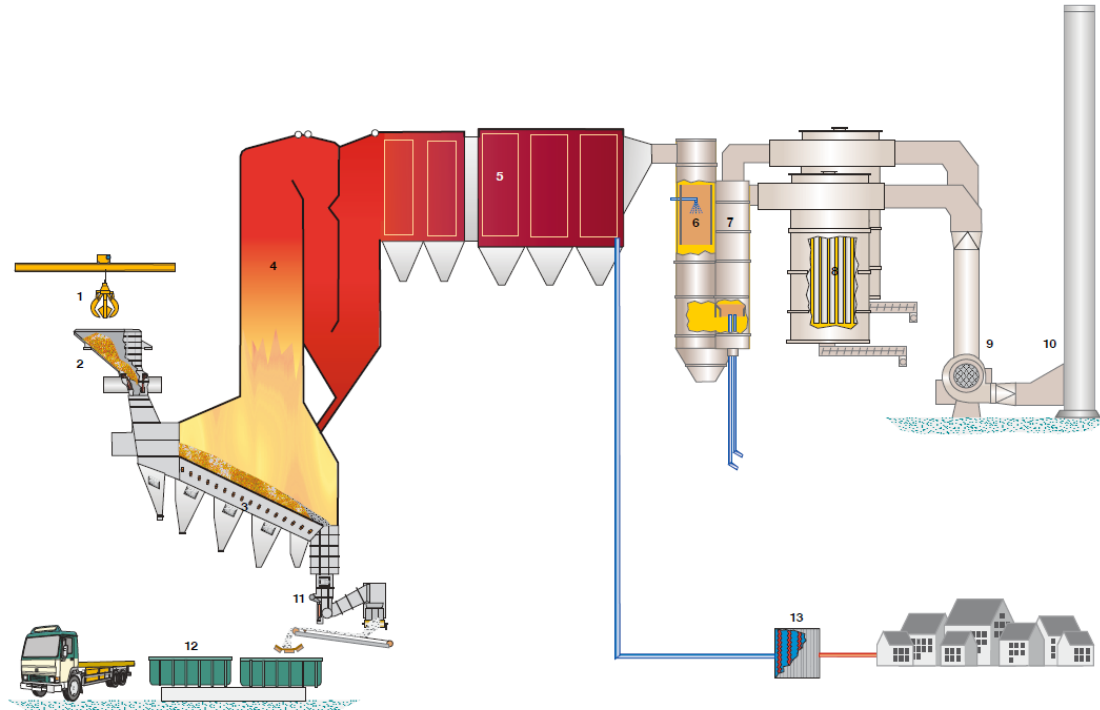
TAS

Ovnlinje 5

Den nye ovnlinje på TAS

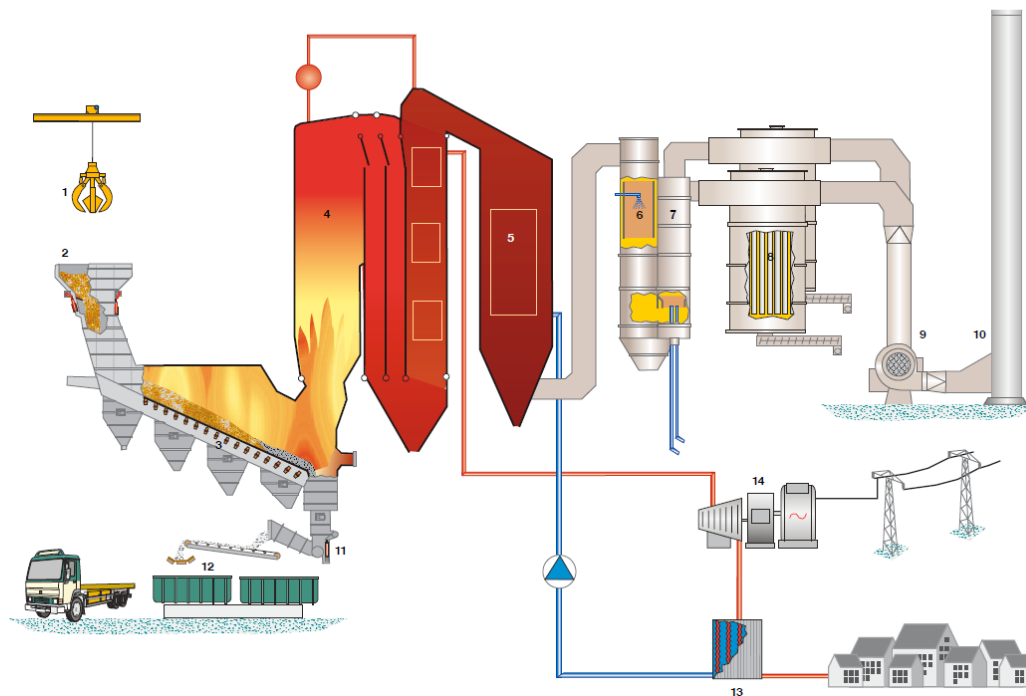
TAS har i 2007 indviet den nye ovnlinje 5 i forbrændingsanlægget. Ovnlinjen er leveret af Babcock & Wilcox Volund. Teknologien i denne ovn er kendt for sin meget høje virkningsgrad, som sikrer, at energien fra affaldet udnyttes optimalt. Denne ovn- og risteteknologi har samtidig meget lave emissioner.

- 1 Affaldskran
- 2 Affaldstragt
- 3 Rist
- 4 Kedel, strålingspart
- 5 Kedel, konvektionspart
- 6 Quench
- 7 Reaktor
- 8 Posefilter
- 9 Sugetrækbøjer
- 10 Skorstø
- 11 Slaggesluse
- 12 Slaggecontainere
- 13 Varmevæksler

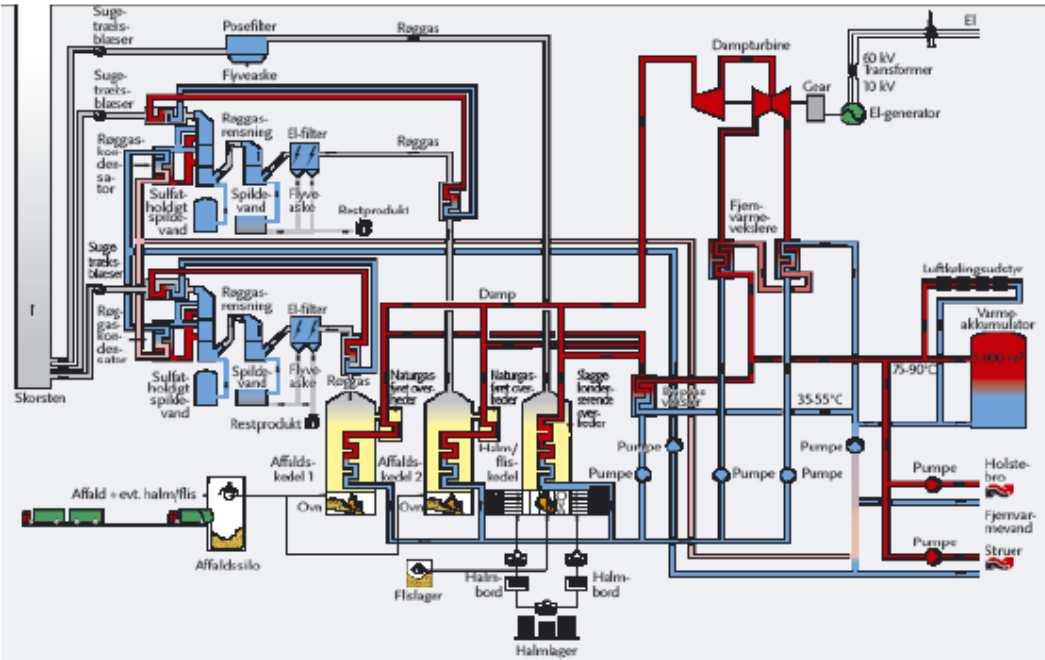


Ovnlinje 2

- 1 Affaldskran
- 2 Affaldstragt
- 3 Rist
- 4 Kedel, strålingspart
- 5 Kedel, konvektionspart
- 6 Quench
- 7 Reaktor
- 8 Posefilter
- 9 Sugetrækbøjer
- 10 Skorstø
- 11 Slaggesluse
- 12 Slaggecontainere
- 13 Varmevæksler
- 14 Turbine og elgenerator

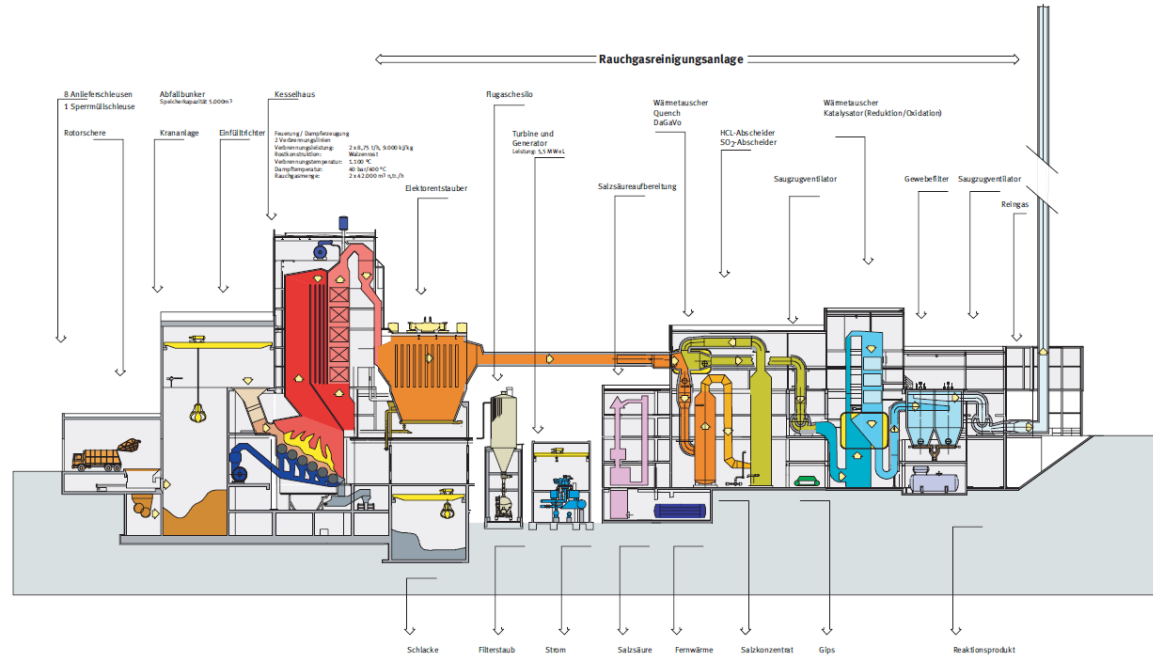


Maabjergværket

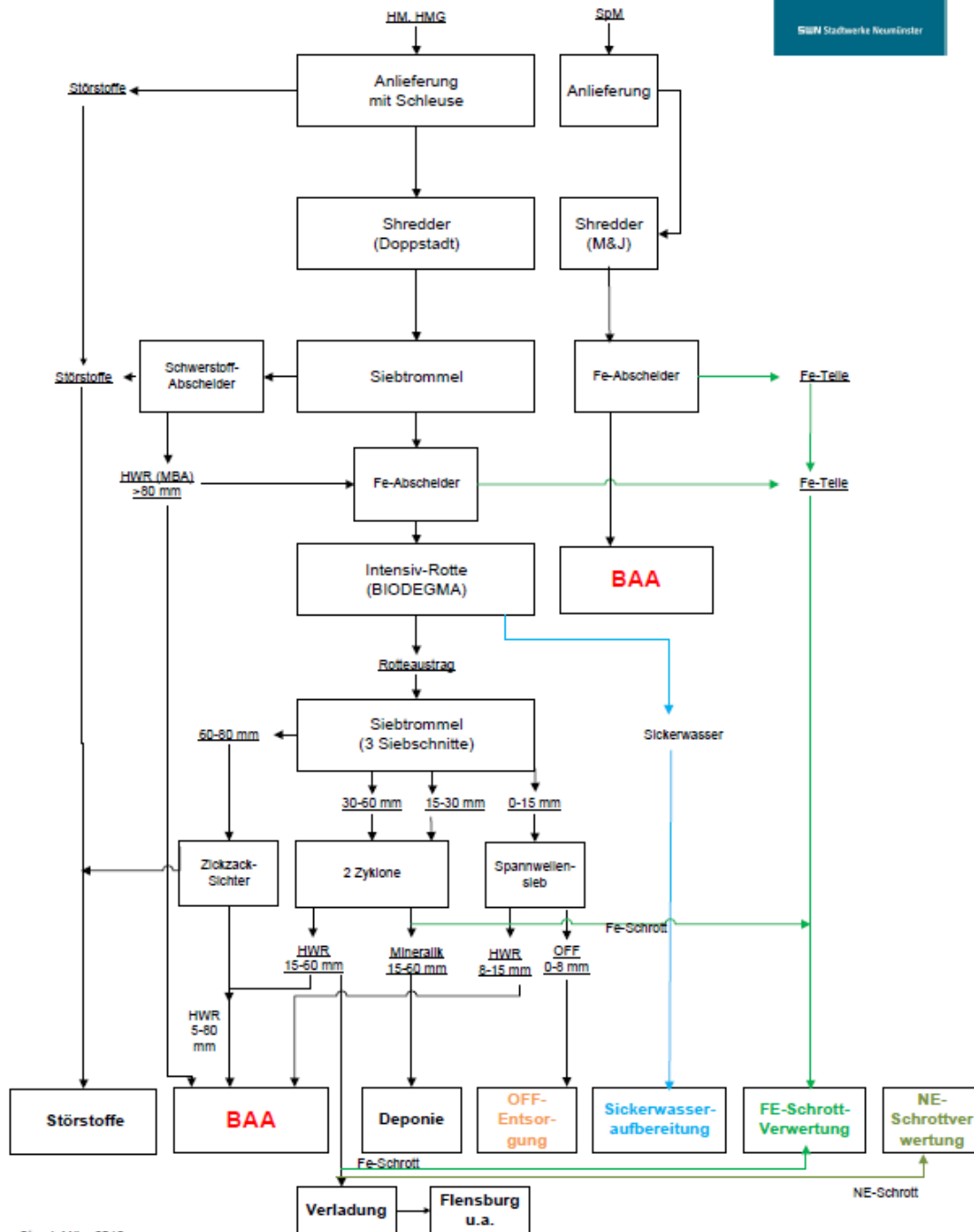


MVK Kiel

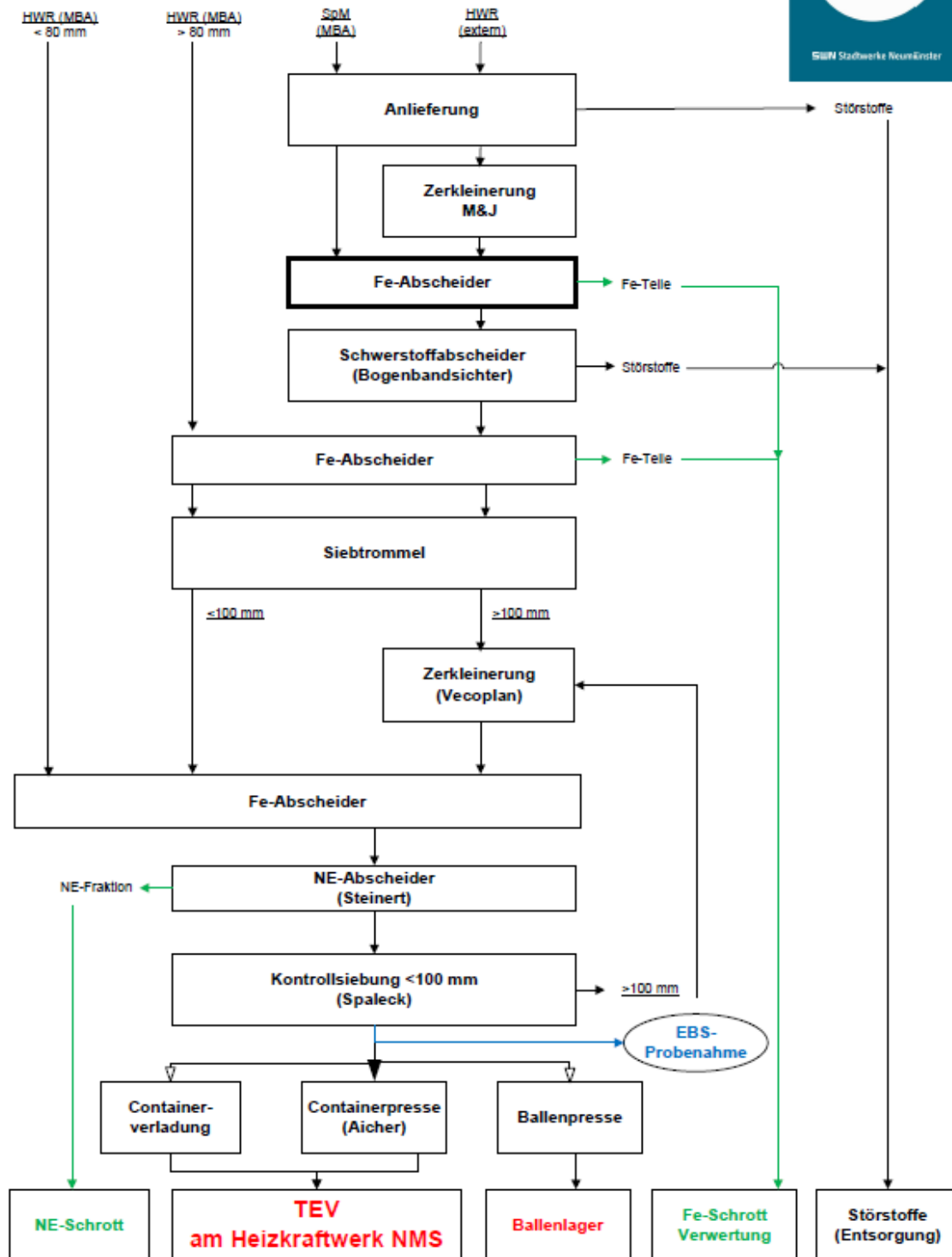
Thermische Abfallbehandlung



MBA Neumünster - Verfahrensablauf



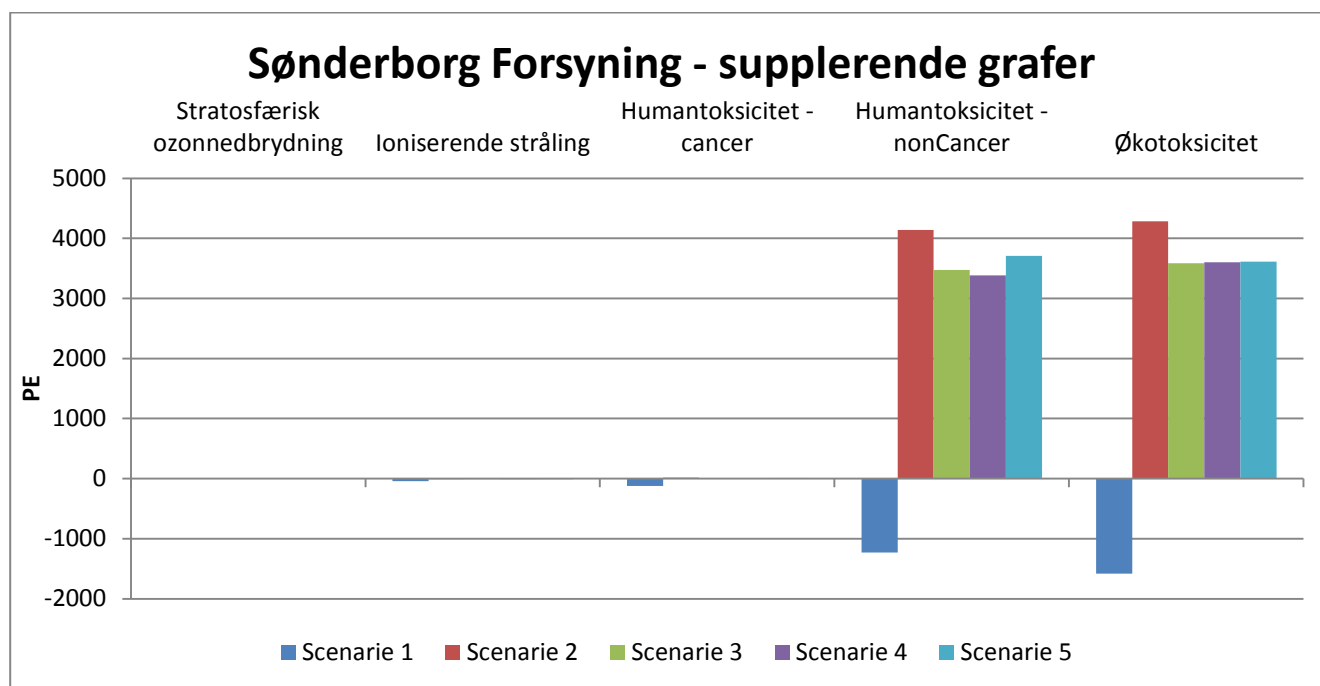
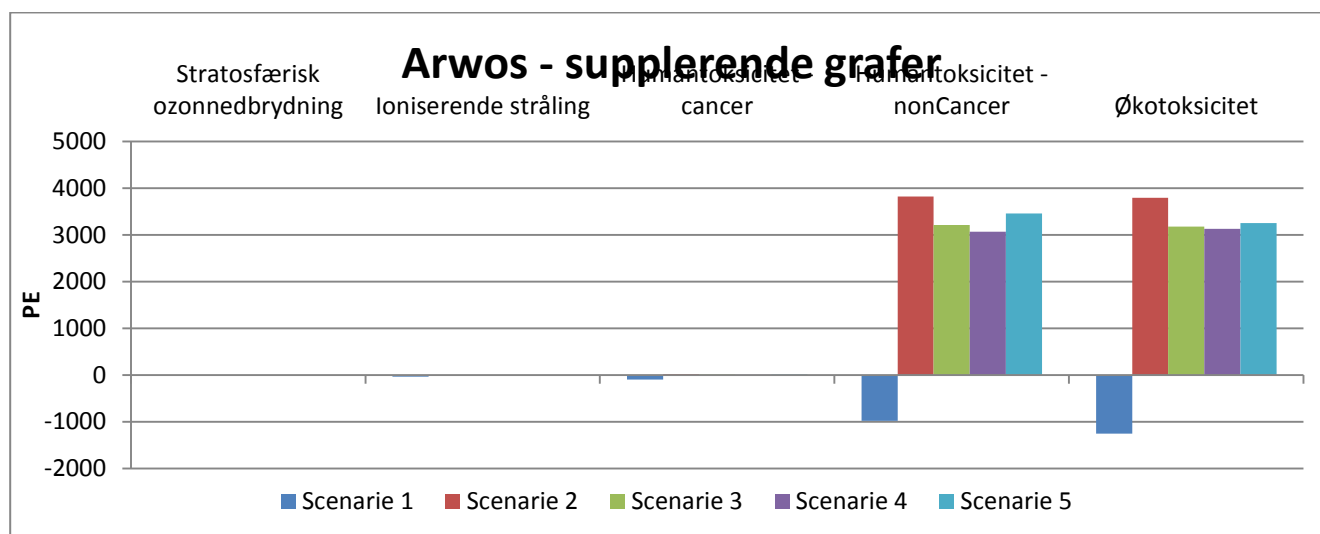
Verfahrensablauf Brennstoffaufbereitungsanlage NMS (BAA)



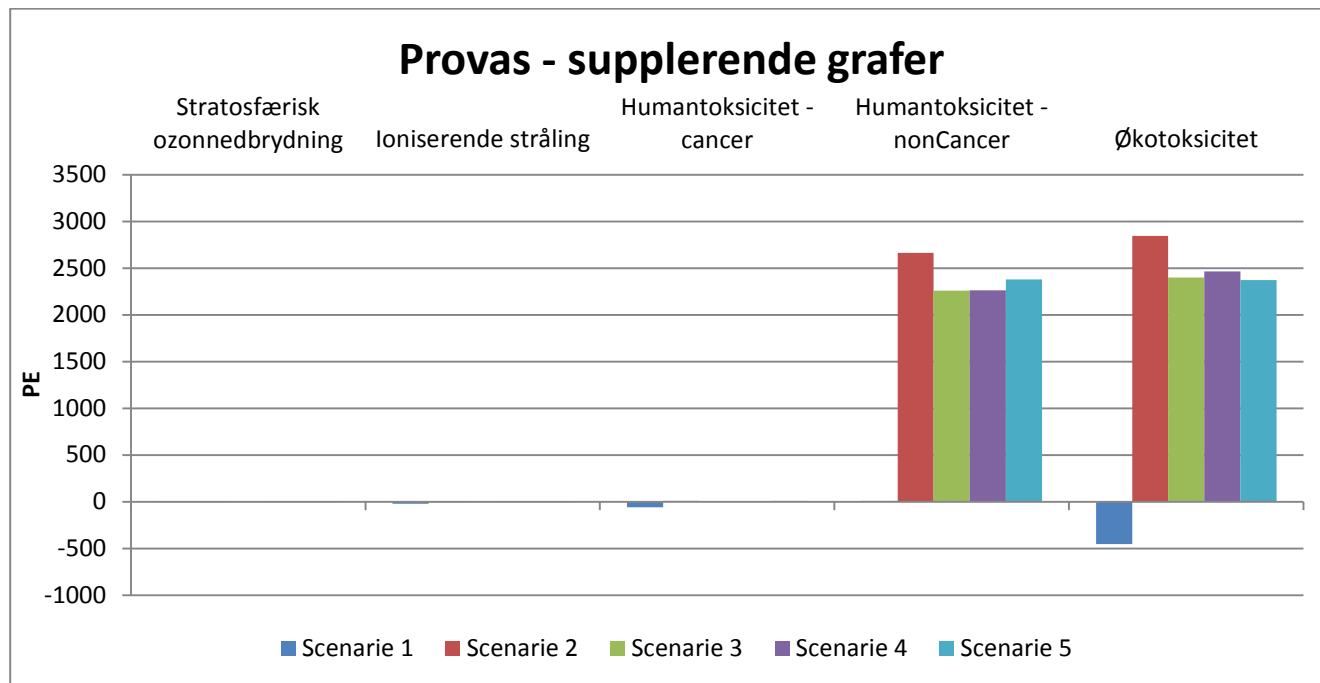
Bilag 3: Supplerende grafer

Graferne i dette bilag viser de resultater som ikke er vist i rapportens hovedresultater og følsomhedsanalyser, det er f.eks. potentielle toksiske miljøpåvirkninger fra de enkelte affaldsselskaber. Der vil blive refereret til det afsnit de øvrige grafer findes i.

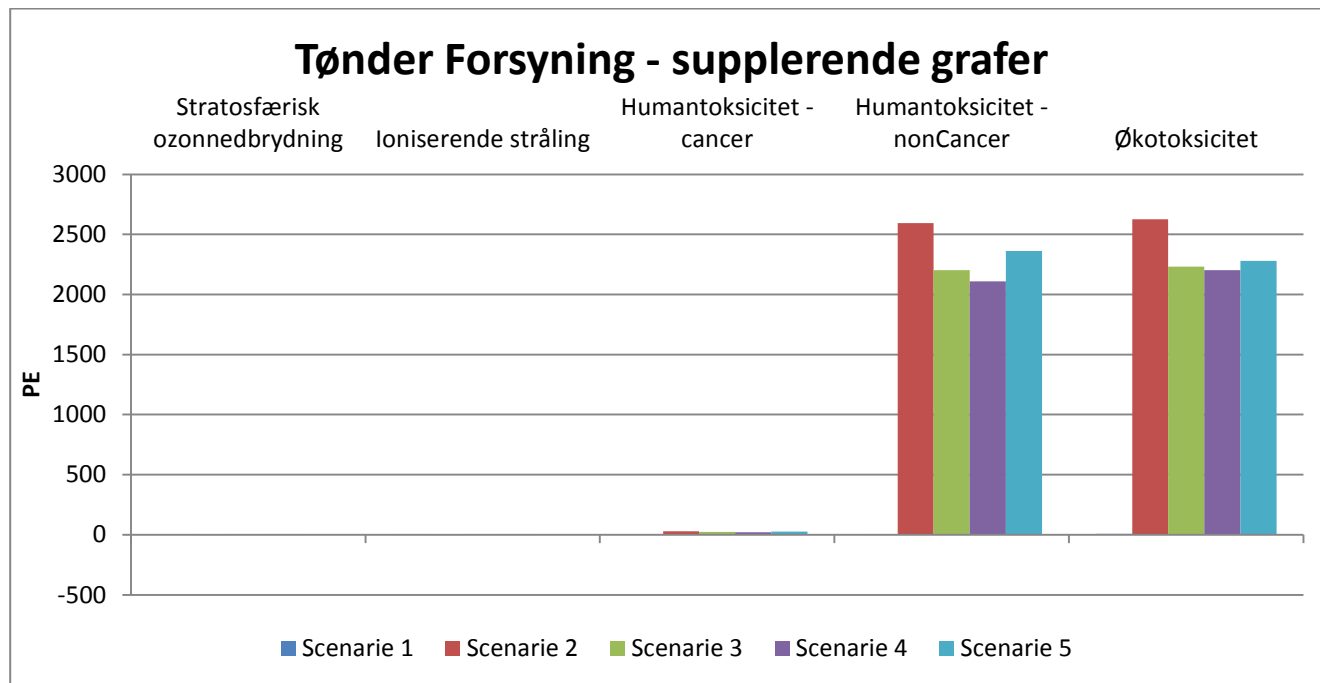
Afsnit 5.3.1 Arwos og Sønderborg Forsyning



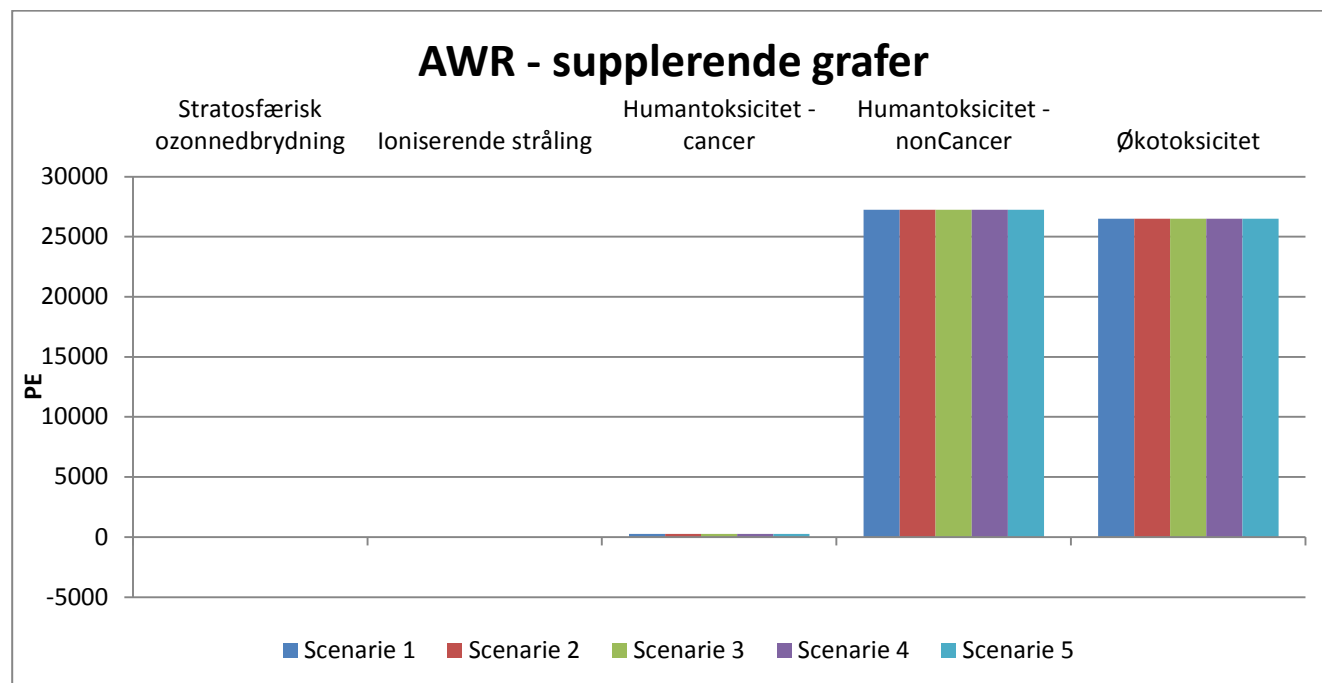
Afsnit 5.3.2 Provas



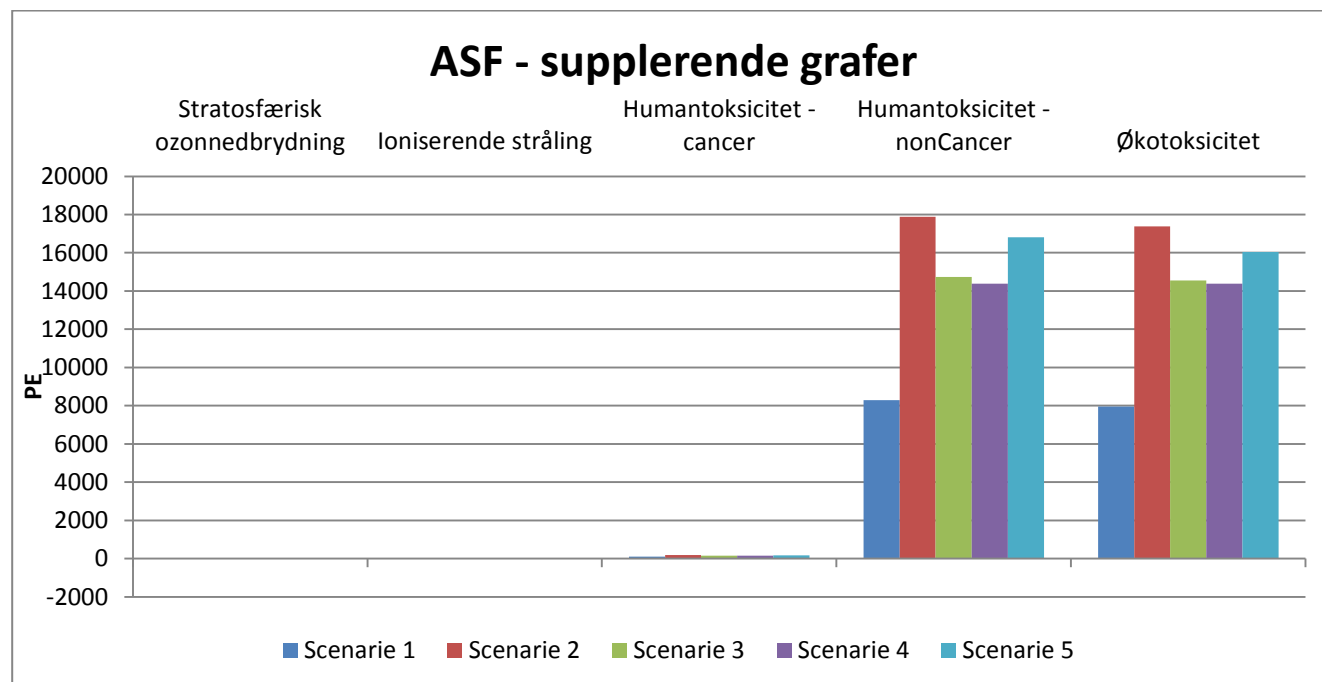
Afsnit 5.3.3 Tønder Forsyning



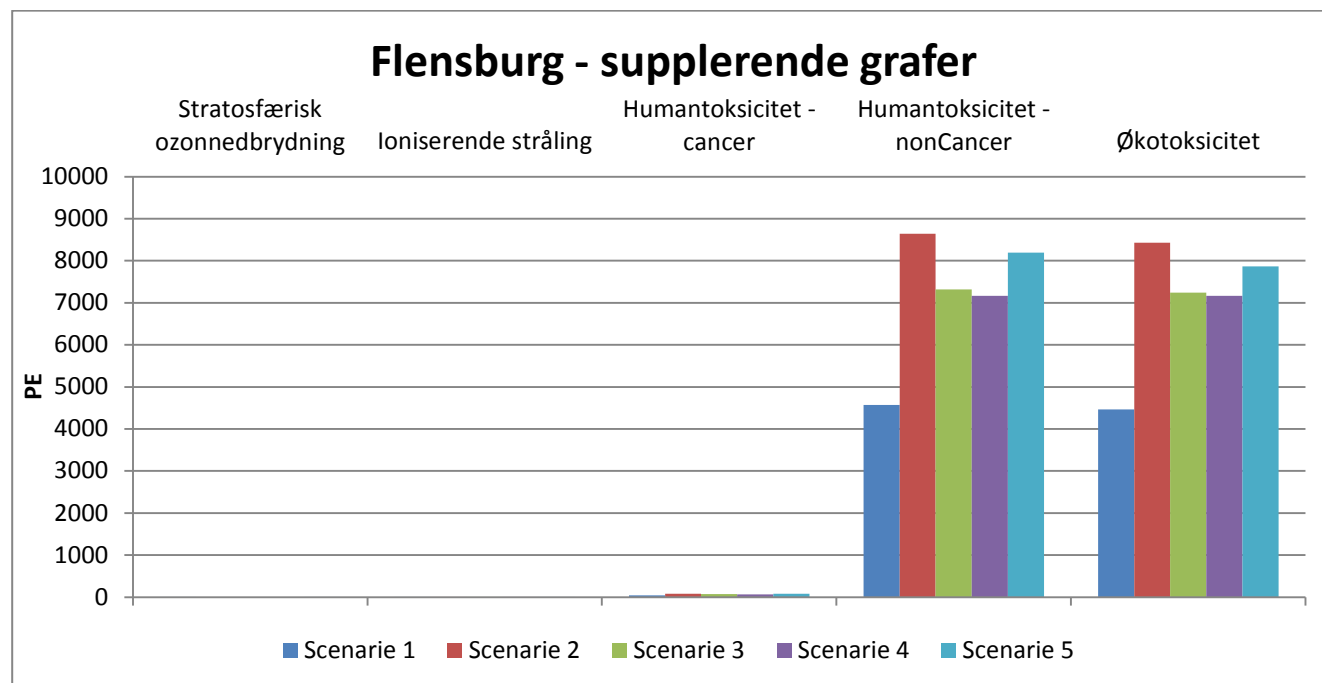
Afsnit 5.3.4 AWR



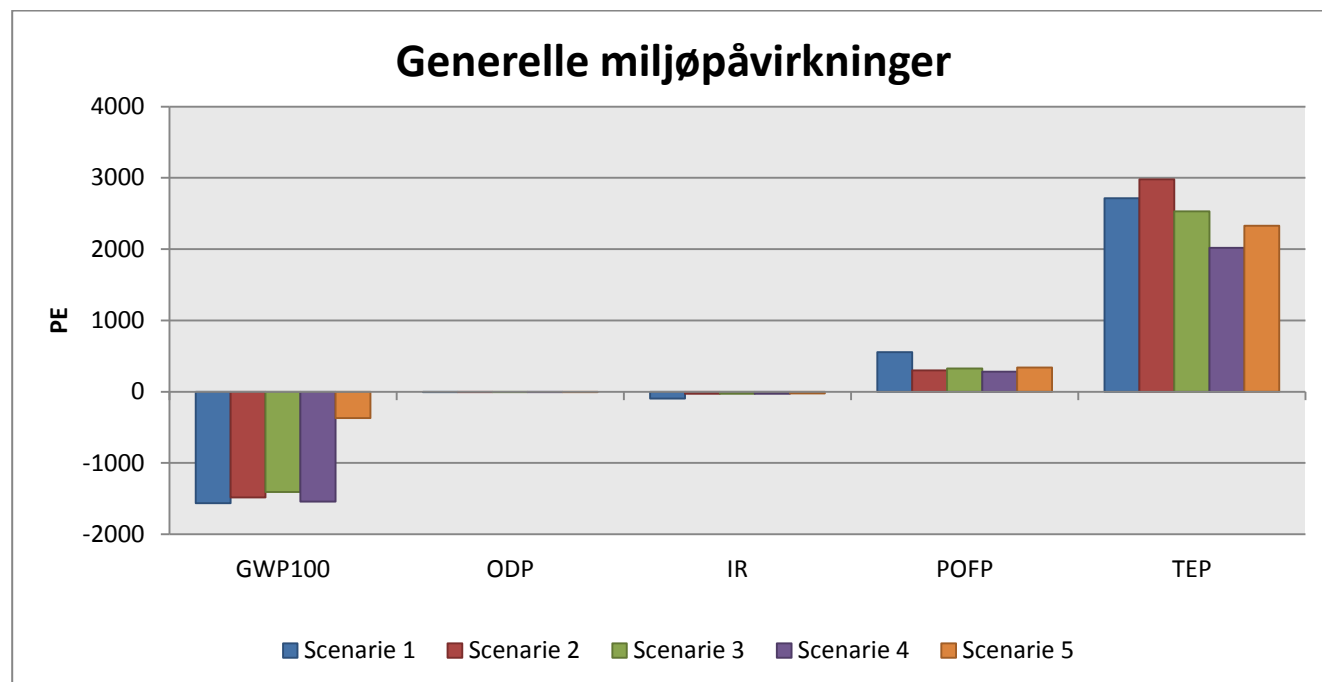
Afsnit 5.3.5 ASF



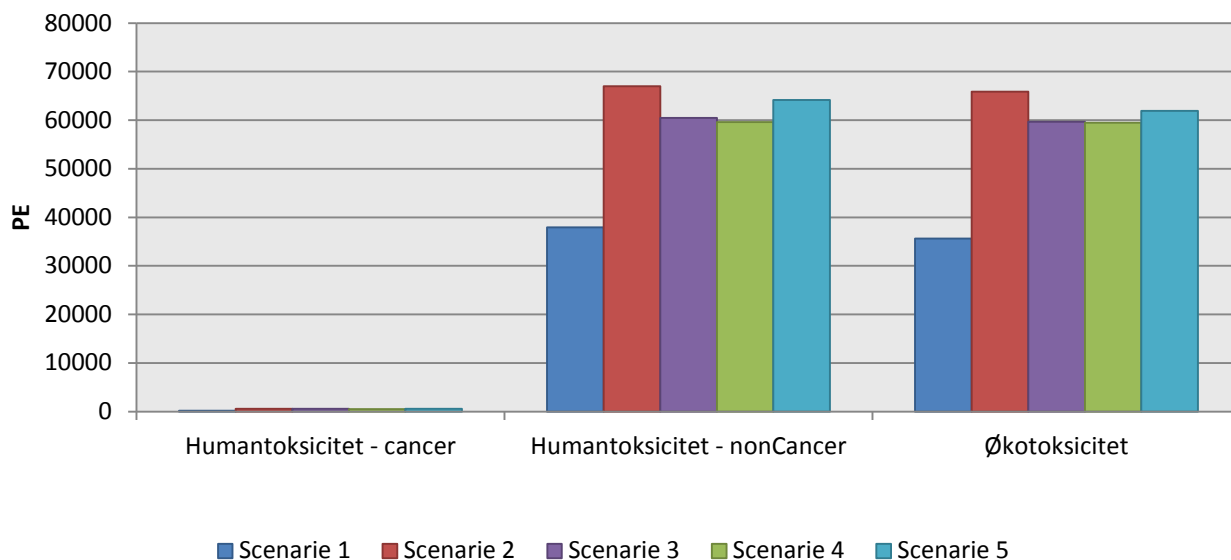
Afsnit 5.3.6 Flensburg



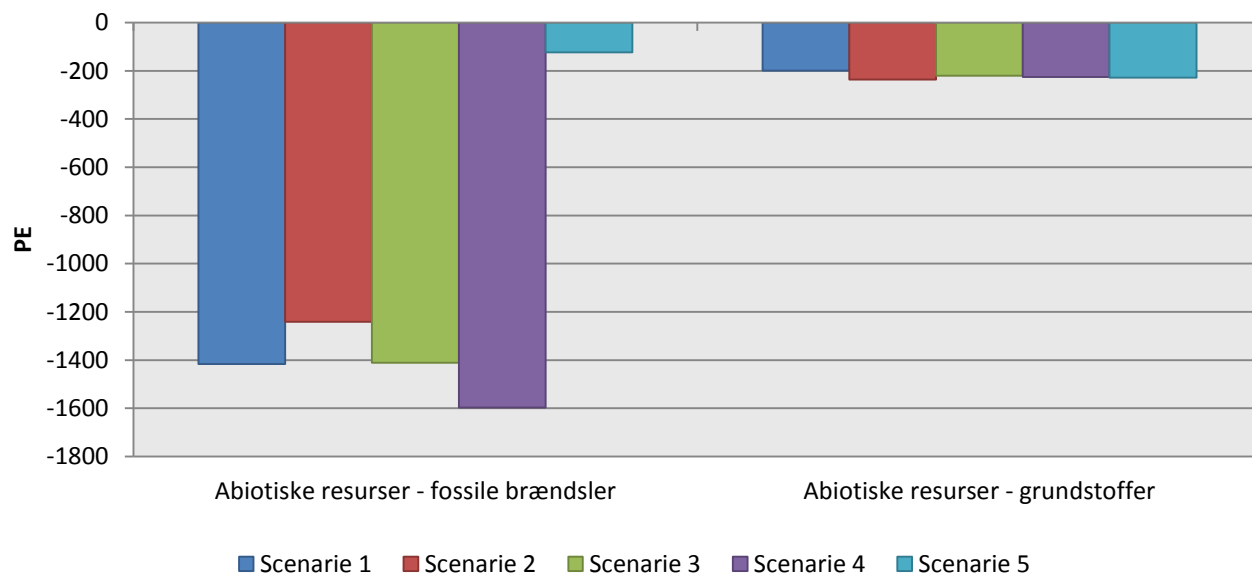
Afsnit 6.1.2 Øget effektivitet af biofiltret på Borgstedt



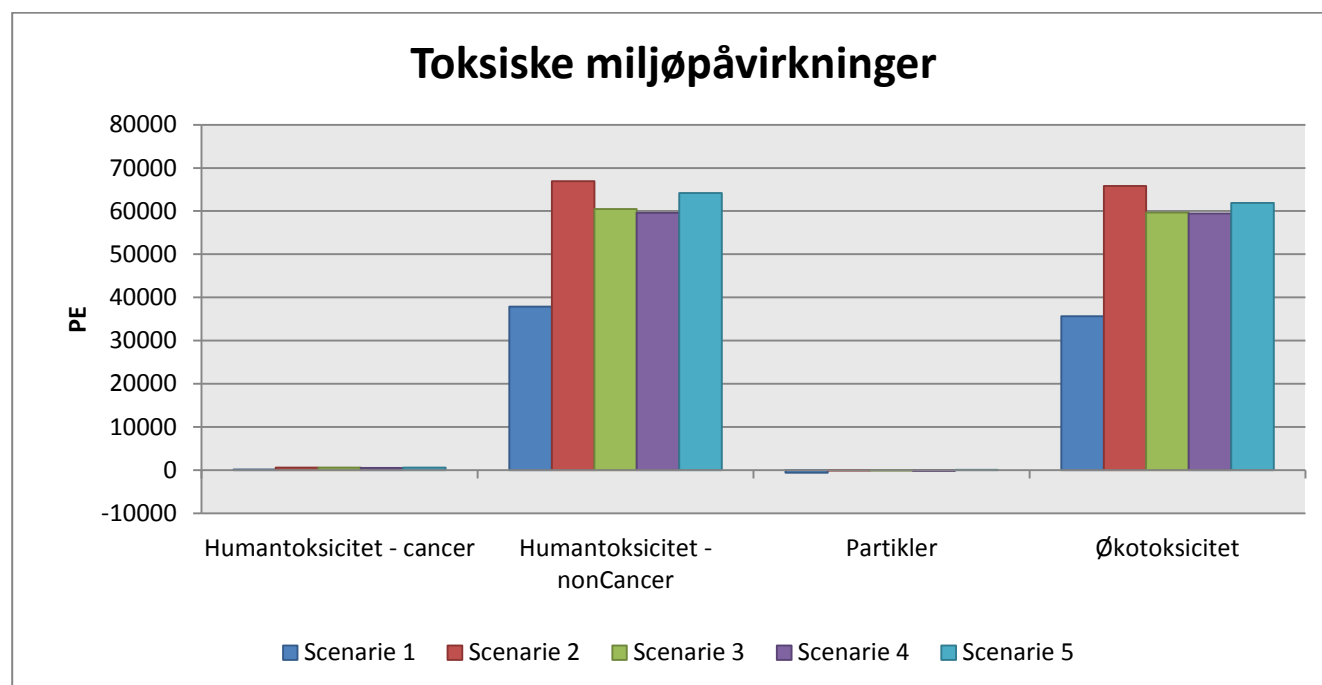
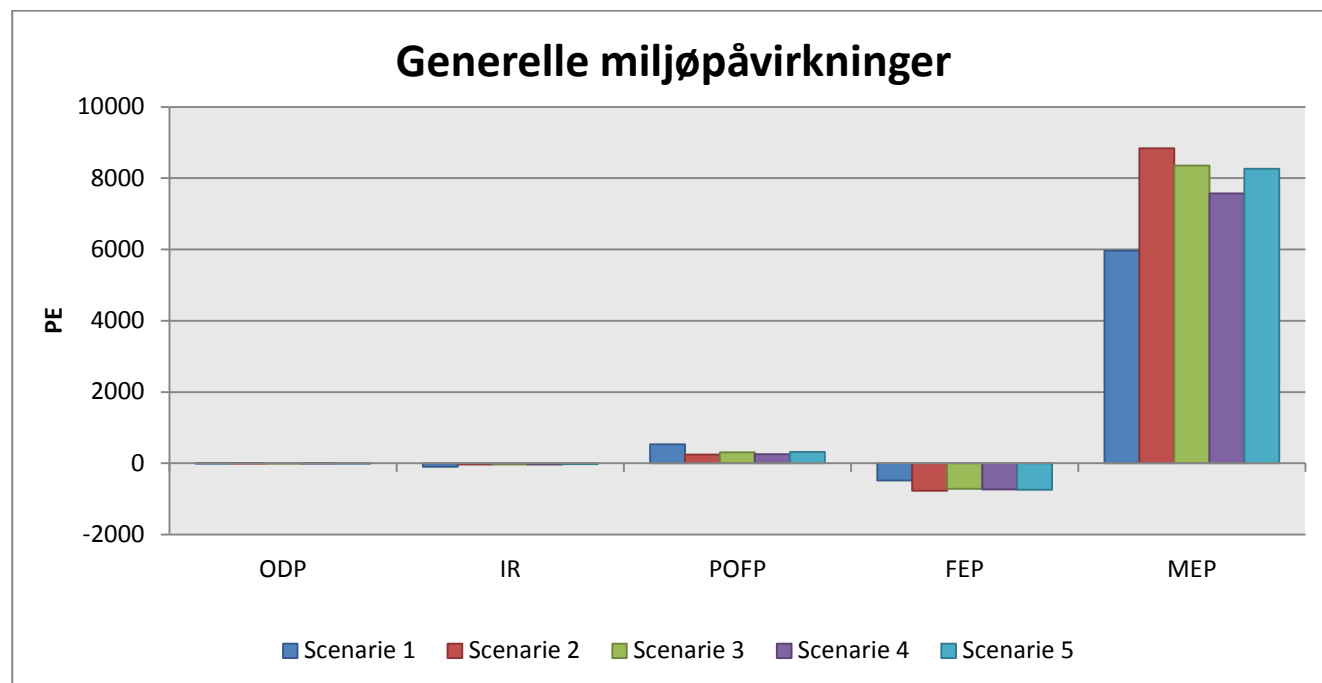
Toksiske miljøpåvirkninger

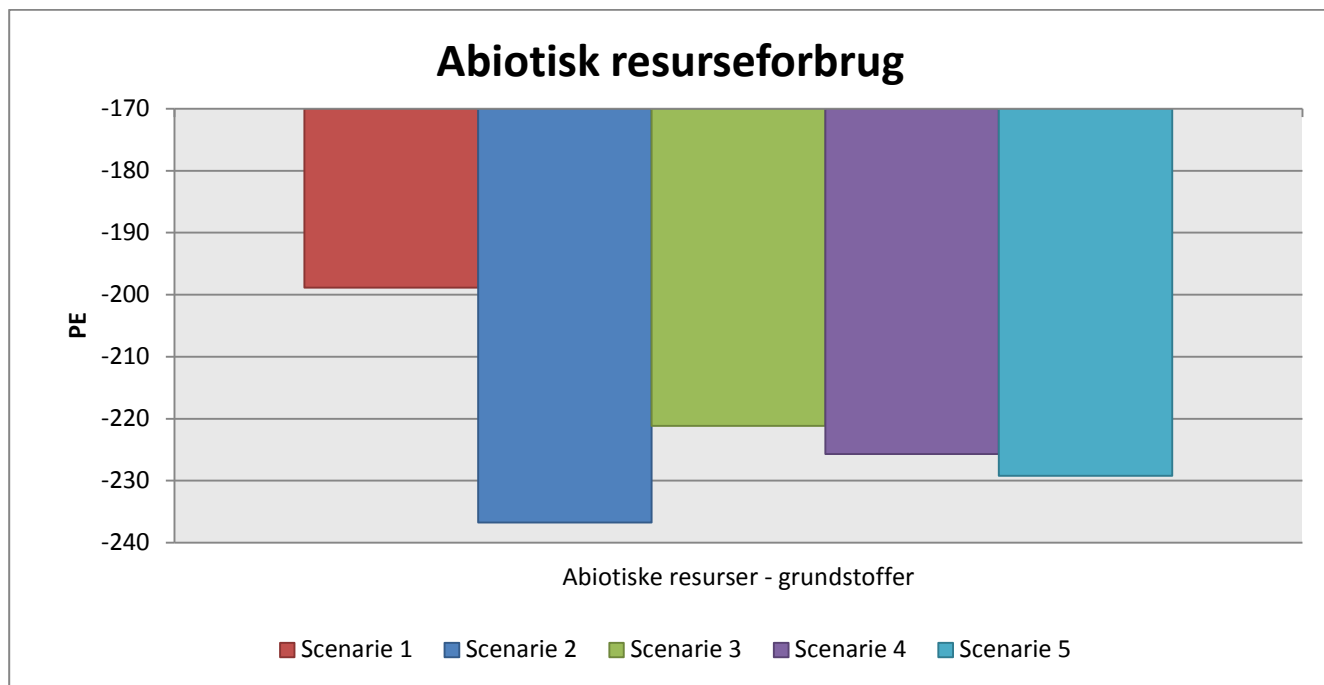


Abiotisk resurseforbrug

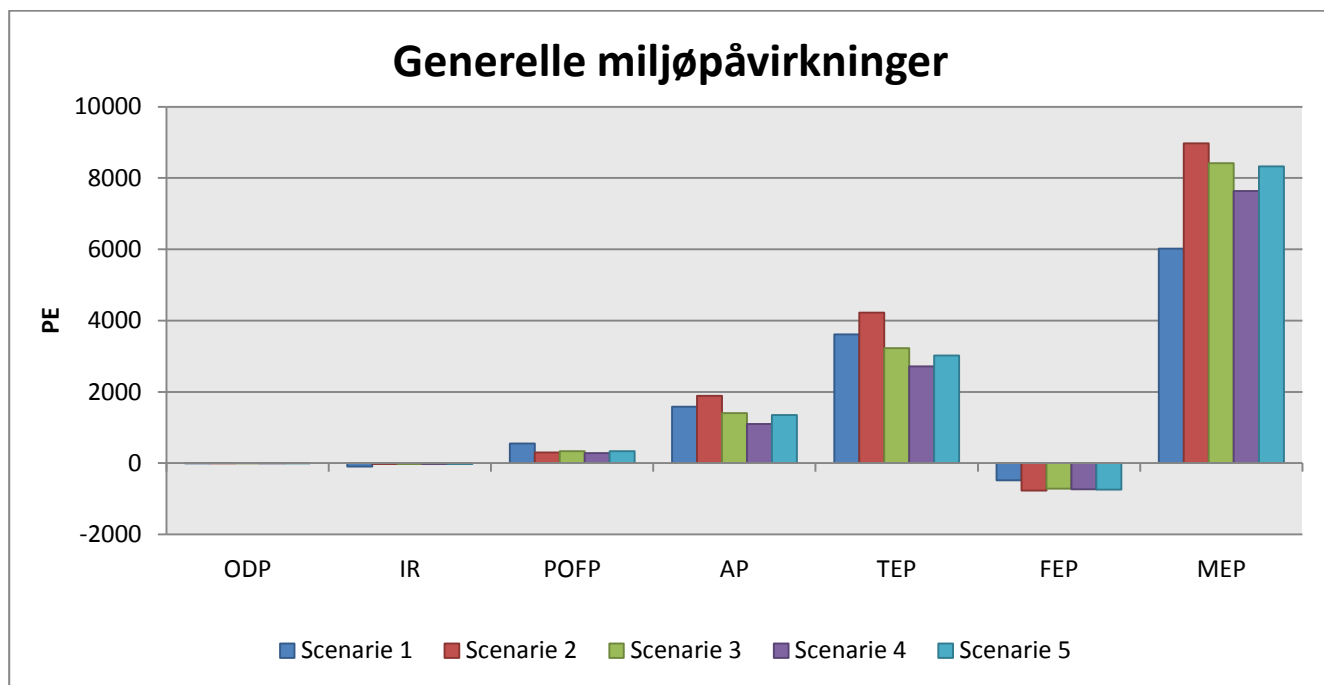


Afsnit 6.1.3 Øget biogasproduktion på Borgstedt

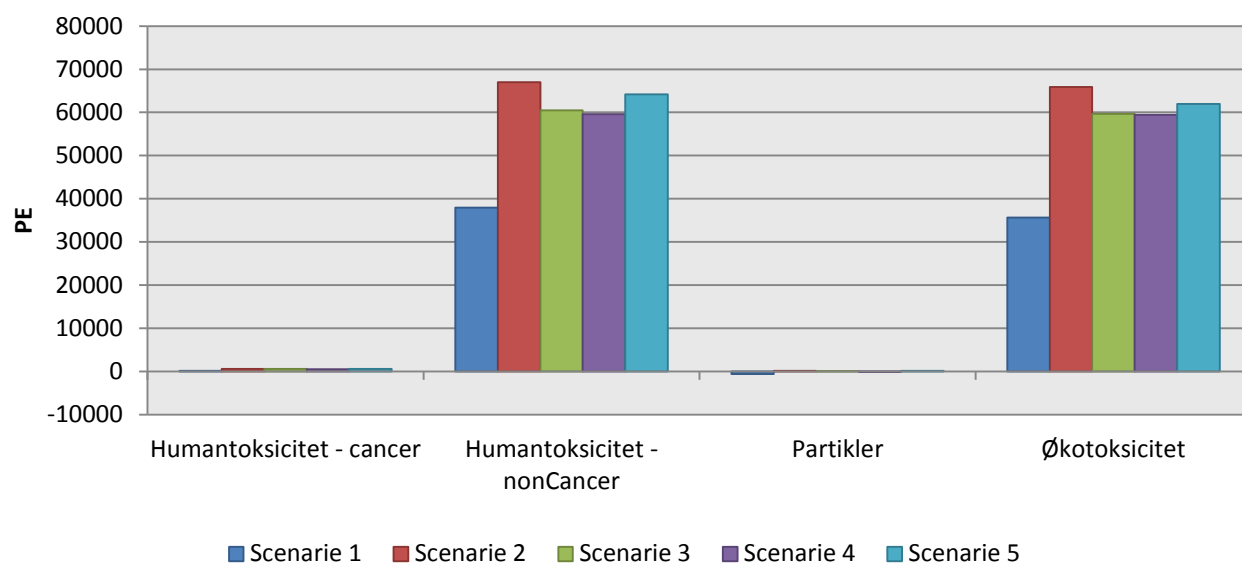




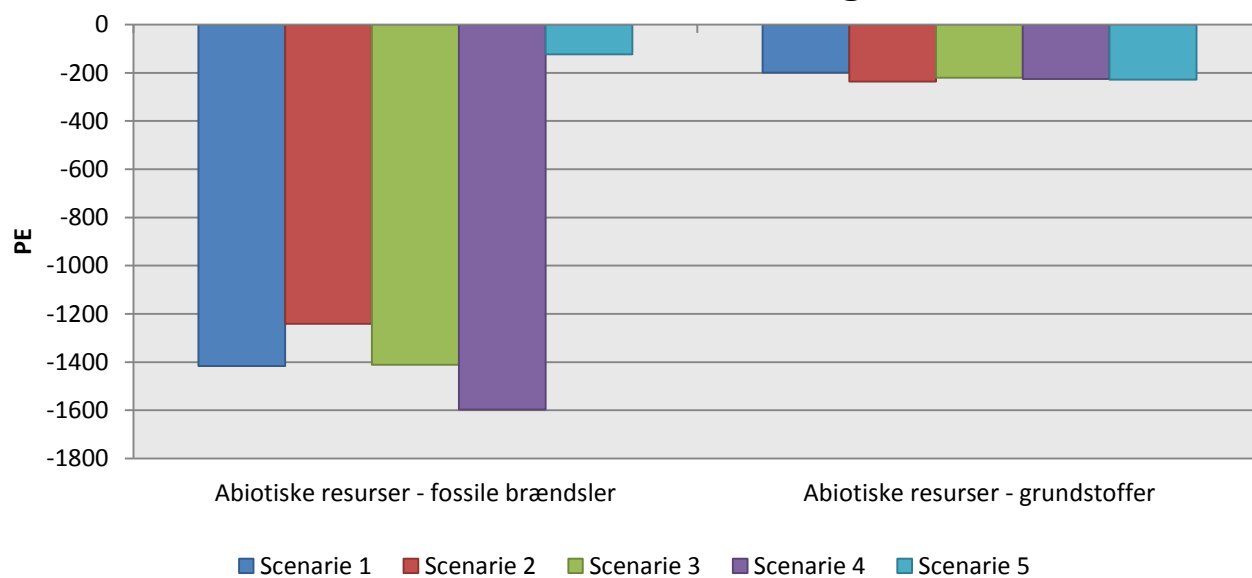
Afsnit 6.1.4 Øget metan udslip fra alle biologiske behandlingsanlæg



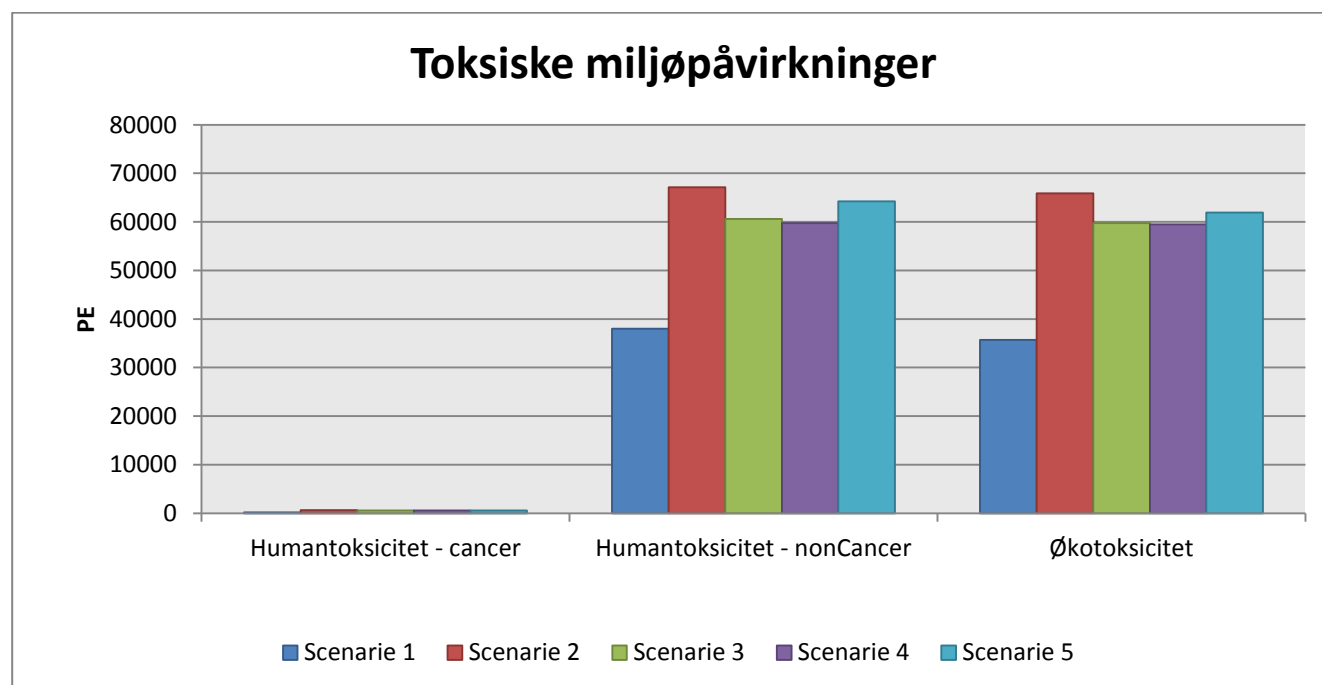
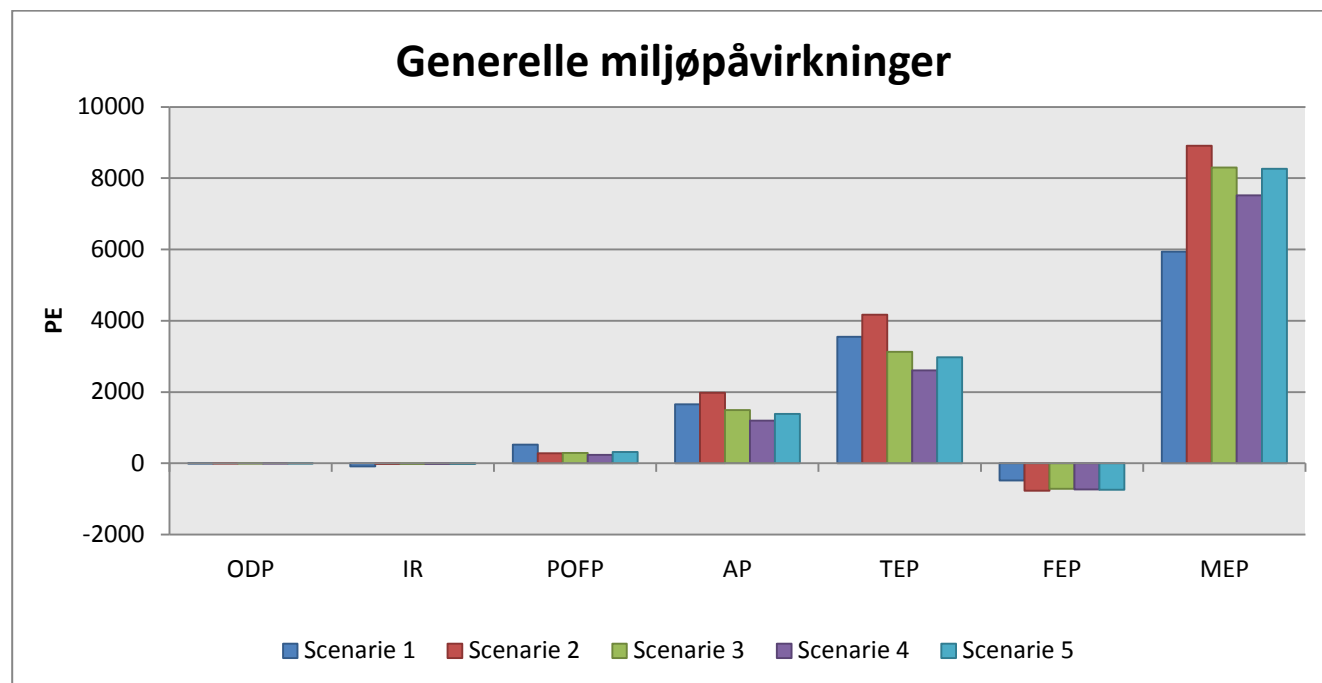
Toksiske miljøpåvirkninger

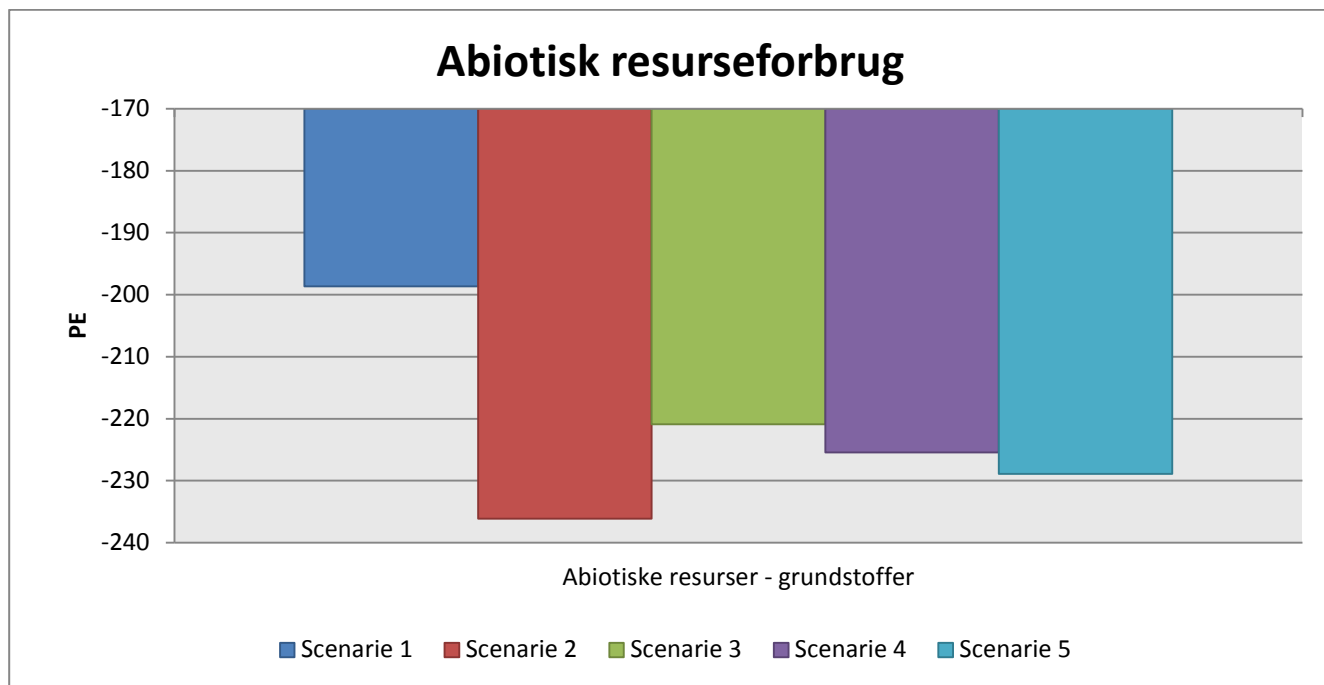


Abiotisk resurseforbrug

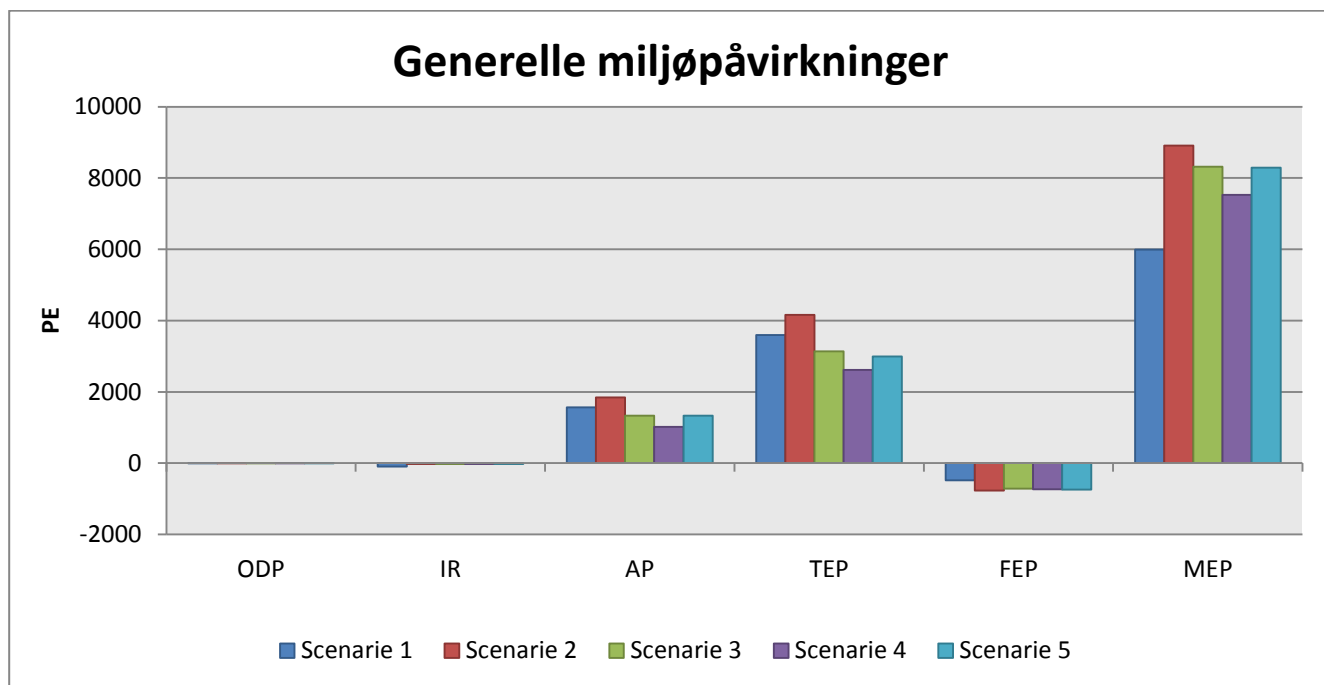


Afsnit 6.2.1 Ændring af elektricitetsmarginalen fra kul-baseret substitution til naturgas-baseret

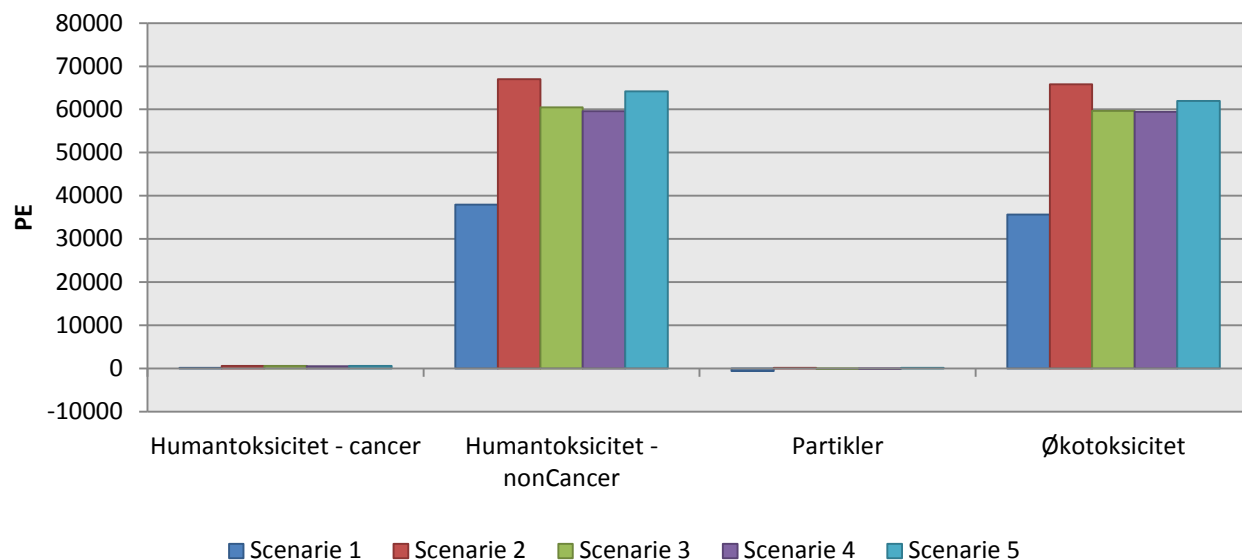




Afsnit 6.2.2 Øget varmeudnyttelse fra biogasanlæggene



Toksiske miljøpåvirkninger



Abiotisk resurseforbrug

